Reunión del Foro Científico de la pesca española en el Mediterráneo

FORO CIENTÍFICO
DE LA PESCA ESPAÑOLA
EN EL MEDITERRÁNEO



Cofinanciado por la Unión Europea
MINISTERIO DE AGRICULTURA, PESCA Y ALIMENTACIÓN
Fondos Europeos
Junta de Andalucía
galpa ALBORÁN
SOLDEGOS

22 y 23 de septiembre del 2026

Hotel Elba Motril Avenida Playa Del Poniente, S/N, Motril

Programa de la reunión **Martes 22 de septiembre**

11.00 Inauguración de la Jornada

-D. José Luis Sánchez Lizaso, presidente del Foro
-D. Ignacio José López Cabrera, Presidente OPP 85 y GALPA Alborán y Patrón mayor de la Cofradía de Motril

- Dª Mª Ángeles Escámez Rodríguez, Teniente de Alcalde de Urbanismo, Formación y Empleo y Promoción Turística del Ayuntamiento de Motril
-Dª Elisa Carbajo Llorente, Subdirectora General de Investigación Pesquera y Recopilación de Datos
-Dª Natacha Rivas Campos, Directora General de Pesca, Acuicultura y Economía Azul. Junta de Andalucía

11.30-13.00 Sesiones

1. Data Collection Framework. Elisa Carbajo

2. "Recopilación de datos biológicos como base de los modelos de evaluación: seguimiento de las flotas comerciales del Mediterráneo" Gonzáles Aguilar María et al.

3. DIGI-FISH: digitalización e inteligencia artificial para una pesca y acuicultura mediterránea más eficiente y sostenible". Noelia Ortega Ortega, José Luis Sáez Martínez, Kristian Beqiri, Jordi Solé

4. Consolidación de la visión artificial aplicada a las pesquerías de Motril. Inmaculada Carrasco, Pablo Lafuente, Óscar Rodríguez y Brais Gómez.

5. Evaluación espacial de presiones acumuladas en zonas costeras mediterráneas y su aplicación a la gestión de la pesca artesanal, María Trujillo, María Dolores Belando, Antonio Punzón, Ulla Fernández

6. Herramientas de monitoreo, mitigación del bycatch bentónico y restauración de hábitats marinos en espacios Natura 2000. Jorge Sáez Jiménez, Celia García Funes, Pablo Silva Torres, Nicolás Fernández Muñoz.

7. Una gobernanza pesquera para el Mediterráneo: el enfoque subregional de la CGPM en el marco de su Estrategia 2030. Sergi Tudela

13.00-15.45 Show cooking

15.45-17.30 Mesa Galpa y cooperación

Mesa redonda *Cooperación interterritorial en el Mediterráneo: el papel de los GALPA en el desarrollo sostenible de las comunidades pesqueras.*

- Antonio Frías: Gerente GALPA Alborán
- Joan Alginet: Gerente del GALP Mar de L´Ebre.
- Manuel Trives: Gerente de GALPEMUR.
- María Belén Vicente: Gerente GALPA Almería A Levante.
- David Camacho: Gerente GALPA Málaga.

- Argentina Mª Bonmatí Rodes Galp Bahía de Santa Pola

8. *Sesión sobre la cooperación internacional en el caladero mediterráneo: gestión compartida y colaboración con Marruecos en el mar de Alborán*. Ponentes: Noureddine Abid, Moustapha Benomar, Malouli Idrissi Mohammed

17.30-18,00 Networking - Café

18.00-19.30

9. Evaluación de la distribución espacial de la pesca artesanal a partir de diferentes fuentes de datos. Esther Arcas, Jesús Falcón, Julen Jiménez, Paula Cruz, Miguel Peidro, Sandra Mallol, José Miguel Serna, Elena Barcala, Antonio Punzón

10. Evolución de pesca artesanal en la reserva pesquera de Cabo de Palos-Islas Hormigas (Región de Murcia). Carlos J. García, José Peñalver, Emilio María-Dolores, Marcelo Martínez, Elvira Viuda, Miguel A. Carrión, José J. Pérez, Antonio Cárcel

11. Guardería de Cefalópodos. Julio de la Rosa, Inma Carrasco, Héctor J. Pula y Mar Duarte

12. Seguimiento de la actividad pesquera de la flota artesanal en la costa andaluza. Estefanía León, Blanca Partida, Julen Jiménez, Ángela María Márquez, Jorge Baro y José Miguel Serna.

13. Factores ambientales asociados a la dinámica poblacional de *Gymnammodytes* spp. en la costa catalana" Cristina López-Pérez, Mireia G. Mingote, Ferran Bustos, Patrícia Poch Isern, Laura Recasens

14. Pesquerías y biología del pulpo de roca en el Mediterráneo andaluz. Samar Saber, Cristina Ciércoles, Eduardo López, Pedro Torres, Daniel Camacho, Gema Martínez, Jesús Acosta, Yago Lozano, Cristina Ortega y María González.

20-21. Actuación de musical

Programa de la reunión **Miércoles 23 de septiembre**

9.00-11h sesiones

16. Indicadores de estado de peces y cefalópodos demersales del circalitoral y batial sedimentario en el caladero nacional bajo la directiva marco de estrategias marinas. Francisco Velasco, Emma Gil, Juan Carlos Arronte, José María Bellido, Cristina García, Cristina González, Arturo Jiménez, Enric Massutí, Elena Moya, Ignacio Sobrino.

17. Caracterización de la pesca de la anguila en el Mar Menor. José Peñalver, Carlos J. García, Emilio María-Dolores, Olga Fernández-Bobadilla, Verónica González, Antonio Cárcel, Emilio Romero, Elvira Viuda

18. Análisis del mercado de primera venta en la Comunidad Valenciana. Eliana C. Céspedes-Rodríguez, Houda Fellah, y José Luis Sánchez Lizaso.

19. Evolución del rendimiento pesquero de la flota de arrastre en la región de Murcia en el periodo 2018-2025. Carlos J. García, Emilio María-Dolores, José Peñalver, Marcelo Martínez, Miguel A. Carrión, Alberto Zamora, Francisco Espejo, Verónica González, Olga Fernández-Bobadilla

20. Una hoja de ruta hacia una plataforma de apoyo a la pesca sostenible de cercanía, bajo impacto ambiental y alto valor social. Verónica Rebollo, Alba Aguión, Pablo Saralegui-Díez, Sebastián Villasante, Joan Moranta.

21. El sistema alimentario pesquero de España: diagnóstico de la situación actual y escenarios de futuro en la transición alimentaria". Pablo Saralegui-Díez, Joan Moranta, Sebastián Villasante, Juan Vitoria, Eduardo Ramírez

22. MARVEL y MARVEL-TOOLS: Red regional integrada de zonas MARinas de alto Valor Ecológico en la demarcación Levantino-balear. Maria Bas, Lucía Espasandín, Francisco Ramírez, Miquel Ortega, Maria Grazia Pennino, Isabel Afán, Àngela Olvera, Andrea Kaplan y Marta Coll.

11.00-11.30 Pausa Networking - café

11.30- 12.00 Visionado de vídeos y exposición

12.00- 13.30 sesiones

23. “Caracterización biológica y variabilidad espaciotemporal del reclutamiento de la merluza europea (*Merluccius merluccius*), en la costa catalana (Mediterráneo noroccidental)” Marc Balcells, Ferran Bustos, Mariona Panisello-Garriga, Joan Mir-Arguimbau, Laura Recasens

24 “Contribución al estudio de los caladeros del Golfo de Alicante (Mediterráneo occidental). Amadeu Ros Torres, Ignacio Soler Martínez, Ramón Orts Manarel, Alfonso A. Ramos Esplá

25 “Diferencias regionales en las capturas de cigala, *Nephrops norvegicus*: hábitat y oceanografía” Mireia G. Mingote, Clara Casals, Emilio García-Ladona, Marta Blanco, Marta Carretón, Jordi Ribera-Altimir, Pere Puig, Ricardo Santos-Bethencourt, Eve Galimany, Joan B. Company.

26. Influencia de la pesca en la biomasa marina” Marta Blanco, Samuele Tecchio, Joan Sala-Coromina, Marta Coll, Joan B. Company

27. Impacto socio-económico y análisis coste-beneficio de las nuevas medidas de compensación implementadas por la UE en la flota de arrastre del Mediterráneo occidental. Encarnación García, Isabel Esteso, Irene López

28. Gestión pesquera en el norte de la GSA 6: retos y propuestas” Marta Carretón, Jordi Ribera-Altimir, Mariona Panisello-Garriga, Mireia G. Mingote, Marta Blanco, Joan Sala-Coromina, Pablo Couve, Eve Galimany, Marc Balcells, Laura Recasens, Joan B. Company

13.30-15.30 Show cooking - Degustación

15-30-18.00 Sesiones

29. Influencia de la temperatura de fondo en las capturas de las especies objetivo del WEST MED MAP en la Comunidad Valenciana. Maria Mugerza y José Luis Sánchez Lizaso.

30. Medición y control del esfuerzo pesquero real sobre el fondo en la flota de arrastre Mediterránea, basado en la medición del área arrastrada y el volumen de agua filtrada por la red. Ignacio Soler Martínez y Agustín Mayans Fernández

31. Evaluación multidimensional del esfuerzo de pesca en el Mediterráneo occidental. Houda Fellah, Eliana C. Céspedes-Rodríguez, y José Luis Sánchez Lizaso.

32. De la mejora pesquera a la certificación: proceso de evaluación, reglas de captura y gobernanza participativa para la pesquería de quisquilla *Plesionika edwardsii* de Motril. Jorge Sáez Jiménez, Luis Ambrosio, Pablo Silva Torres, Inmaculada Carrasco Rosado.

33. Integración de la gestión pesquera en espacios marinos de la Red Natura 2000: análisis comparado de la Custodia Marina de Formentera y el Estrecho Occidental. Jorge Sáez Jiménez, Francisco Gonzalo Sobrado Llompart.

34. El efecto de proteger un 10% de la superficie marina para el sector pesquero. Cesc Gordó Vilaseca, Miquel Ortega y Marta Coll

35. Análisis espacio-temporal de elasmobranquios: foco en el Levante español e identificación automática. Beviá Ballesteros, Ismael; Aranda Garrido, Nieves; Antón Linares, Irene; Azorín López, Jorge; Abel Abellán, Isabel; Arroyo Martínez, Elisa; Fuster Guillo, Andrés; Giménez Casalduero, María Francisca; Ramos Esplá, Alfonso A.; Sánchez Lizaso, José Luis.

36. Caracterización de los carroñeros invertebrados en pesquerías de trasmallo del litoral de Murcia. José Peñalver, Emilio Romero y Mar Duarte.

37. Treinta años del foro científico para la pesca española en el Mediterráneo. José Luis Sánchez Lizaso, Jordi Lleonart, Ramón Franquesa y Pere Oliver.

18.00 Aspectos organizativos del Foro y Conclusiones

18.15 h Clausura

Listado de Asistentes

Julio Agujetas	MSC
Trinidad Agundez	OPP de El Cap de Creus

Mariem Ahechti	Universidad de Cádiz
Gabriela Alessio Lax	Junta de Andalucía
Joan Alginet	Gerente del GALP Mar de L´Ebre.
Helena Álvarez	Oceana
Pedro Antonio Álvarez Molina	Junta de Andalucía
Diego Arana Mesa	
Nieves Aranda Garrigo	CIMARVA
Esther Arcas	IEO-CSIC
Mari Carmen Argudo Arias	Cofradía de pescadores de Gandía
Joan B Balagué Vidal	OPP Rapita
Maria Isabel Betoret Gil	Cofradía de Pescadores de L´Ametlla de Mar
Ismael Beviá Ballesteros	Universidad de Alicante
Marta Blanco	ICM-CSIC
Argentina Bonmati Rodes	Gerente GALPA Santa Pola
David Camacho	Gerente GALPA Málaga.
Rafael Camacho Fumanal	Coral Soul
Luis Campillo Orengo	
Elisa Carbajo Llorente	MAPA
Inma Carrasco Rosado	OPP Motril
Joan Alberto Castillo Mena	Junta de Andalucía
Eliana Céspedes	Universidad de Alicante
Cristina Ciércoles Antonell	CSIC
Nuria Codina Frías	Galpalborán
Fani Codina Ortalà	CofradiaMujer
Marta Curto Ferré	Cofradia Amposta
JULIO DE LA ROSA ÁLAMOS	Aula del mar
Fernando del Castillo y Rey	Junta de Andalucía
Mar Duarte	OPP Motril
Lucia Espasantin	ICM-CSIC
Isabel Esteso	IEO-CSIC
Houda Fellah	Universidad de Alicante
Francisco Fernández Gómez	
Miguel Ferres Avila	OPP91
Vicent Fortesa Pons	Baleares
Ramón Franquesa	Universidad de Barcelona
Antonio Frías	Gerente Galpalboran
Mireia G. G. Mingote	ICATMAR
Carlos J. García	Servicio de pesca Murcia
Mario A. Garcia Horcajuelo	Tragsa
Jorge García Lujan	Técnico Grupo de Desarrollo Pesquero de Málaga
Juan José García Rodríguez	DGPESCA Junta de Andalucía
Abdelilan Garouan	Soldecocos
Ana Garrido Díaz	Junta de Andalucía
Emma Gil	IEO-CSIC
Beatriz Godoy	Junta de Andalucía
María González Aguilar	IEO-CSIC
Tránsito González Medina	Técnica Galpemur
Francisco Gordó Villaseca	ICM-CSIC
Mari Carmen Guerra Elgoibar	

Valentín Guzmán Rodriguez	Tragsa
María Hernández	Gerente OPP de El Cap de Creus
Pedro Hernández	Pescadores de Carboneras
Nuria Jiménez Martínez	Museo del Mar de Ceuta
Julen Jiménez Jiménez	IEO-CSIC
Pablo La Fuente	OPP MOTRIL - SILAB
Sergio Lara	Junta de Andalucía
Sinda Lazreg	Universidad de Alicante
Estefanía León	IEO-CSIC
Ignacio López Cabrera	Patron mayor Motril
Carmen López Hernández	Delegación Granada Junta de Andalucía
Irene López Mengual	IEO-CSIC
Cristina López-Pérez	ICATMAR
Juan Valentín Lozano Arnica,	Baleares
José Ignacio Macio Gomez	Coral Soul
Cristina Mañas	Cofradia Palamós/OPPPalamós
Alejandro Marín Yanguas	Junta de Andalucía
Antonio Marzoa Notlevsen	UNACOMAR
Eva Moragues Botey	Baleares
Juan Moreno	
Olga Mories Jiménez	Junta de Andalucía
Elvira Morote	OPP Almería
Maria Mugerza	Universidad de Alicante
Noelia Ortega Ortega	CETMAR
Blanca Partida García	IEO-CSIC
Miryam Pascual	OPPalamós
María Angeles Peiteado Tejeda	Periodista
José Peñalver	Servicio de pesca Murcia
Alfonso A Ramos Esplá	Universidad de Alicante
Verónica Rebollo	Alimentta
Laura Recasens	ICATMAR
Mari Carmen Reyes Ruiz	Delegación Granada
Natasha Rivas Campos	Directora General Pesca
Oscar Rodriguez	OPP MOTRIL - SILAB
Fernando Rodríguez Correal	Gestemasur
Emilio Romero	
Juan Romero Bey	Musico
Amadeu Ros Torres	Cofradia de Xàbia
Carlos Ros Vicens	
Eusebio Rosales	Galpa Ebre
Sámar Saber Rodríguez	IEO-CSIC
Jorge Sáez	Soldecocos
José Luis Saéz Martínez	CTNAVAL
Anna Isabel Sánchez Carratalá	Universidad de Valencia
Belén Sánchez García	Junta de Andalucía
José Luis Sánchez Lizaso	Universidad de Alicante
Pablo Saralegui-Díez	Alimentta
José Manuel Sebastiá	Galp la Marina
Mª Ángeles Serrano García	Gestemasur

Luis Silva	IEO-CSIC
Francisco Sobrado	Soldecocos
Ignacio Soler Martínez	SIMRAD
Jerónimo Juan Soler Muñoz	Santa Pola
Torralba Hellin	
Manuel Trives	Gerente de GALPEMUR..
Maria Trujillo	IEO-CSIC
Sergi Tudela	CGPM
Jullian Van der Laan	Soldecocos
Jose Manuel Vazquez	AGAPA
Francisco Velasco	IEO-CSIC
Victoria Vermemen	Soldecocos
María Belén	Vicente Gerente GALPA Almería A Levante.
Marius Vizcarro	FNCCP

Acta de la XVII reunión del Foro Científico de la Pesca Española en el Mediterráneo

La XVII Reunión del Foro Científico de la Pesca Española en el Mediterráneo se celebró los días 22 y 23 de septiembre de 2026 en el Hotel Elba de Motril, Granada, con la colaboración de la Universidad de Alicante, GALPA Alborán, Soldecocos y la OPP de Motril.

El acto inaugural comienza con la intervención de D. José Luis Sánchez Lizaso, presidente del Foro, quien realiza una mención especial a los 30 años de trayectoria del Foro y rinde homenaje a sus primeros impulsores. Destaca que uno de los objetivos con los que se creó el Foro fue favorecer el intercambio de información y el reclutamiento de jóvenes científicos, hoy patente en esta reunión. Asimismo, hace referencia al proceso de reforma del MAP en el que ha participado el Foro. Realiza una breve introducción sobre algunos de los temas que se abordarán durante las jornadas Destaca la celebración de una mesa redonda sobre los GALPA, así como la participación de ponentes procedentes de Marruecos, dada la proximidad y las relaciones existentes en el ámbito del mar de Alborán. Finalmente, agradece a las entidades y personas implicadas la organización y el trabajo realizado para hacer posible la celebración de esta edición.

A continuación, interviene D. Ignacio José López Cabrera, presidente de la OPP85 y del GALPA Alborán, patrón mayor de la Cofradía de Pescadores y presidente de la Asociación de Armadores de Motril, quien agradece la invitación y destaca la importancia del encuentro como espacio de trabajo conjunto para abordar el futuro del mar y de la actividad pesquera. Señala la necesidad de que los pescadores lideren proyectos relacionados con una pesca sostenible y responsable, acompañados por organizaciones no gubernamentales, científicos y administraciones, y recalca la importancia de la cogestión.

Seguidamente, interviene Dª Susana Peña, concejala del Ayuntamiento de Motril, quien comienza agradeciendo la celebración del Foro y da la bienvenida a Motril a los asistentes. Destaca el honor que supone para la localidad acoger el 30 aniversario del Foro y pone en valor el producto pesquero de proximidad, haciendo referencia a las demostraciones que se ofrecerán durante las jornadas.

A continuación, Dª Elisa Carbajo Llorente, subdirectora General de Investigación Pesquera y Recopilación de Datos, disculpa la ausencia de la Secretaria General y expresa su satisfacción por poder participar en esta edición. Hace referencia también a los 30 años de trayectoria del Foro y destaca su importancia como espacio de divulgación, encuentro e intercambio de conocimiento. Asimismo, pone en valor su carácter itinerante, al celebrarse en diferentes localidades, teniendo en cuenta la diversidad existente en el caladero mediterráneo. Señala que las organizaciones de productores pueden tomar iniciativas y destaca que la ciencia tendrá un papel fundamental en las negociaciones y procesos que se desarrollarán próximamente, entre ellos la modificación del Plan Plurianual. En este contexto, considera necesario que las decisiones se sustenten en conocimiento científico y que este conocimiento se construya también desde abajo hacia arriba. Concluye deseando unas jornadas fructíferas.

Interviene finalmente Natacha Rivas Campos, Directora General de Pesca, Acuicultura y Economía Azul de la Junta de Andalucía, quien destaca la importancia de dar respuesta a los retos existentes y señala el Foro como un espacio en el que la ciencia puede dialogar con los pescadores y con el conjunto de actores implicados en la actividad pesquera. Agradece a todas las personas que han contribuido a hacer posible las jornadas y destaca el compromiso demostrado con el avance hacia la sostenibilidad de los recursos pesqueros. Asimismo, señala que hablar de pesca implica también hablar de cultura, gastronomía, conocimiento y renovación, haciendo referencia al proyecto Mediterráneo Azul

Con estas intervenciones se da por inaugurada la XVII Reunión del Foro Científico de la Pesca Española en el Mediterráneo.

Sesiones de la mañana

Dª Elisa Carbajo Llorente presenta el marco de recopilación de datos pesqueros, retomando el interés suscitado por esta cuestión durante la edición anterior del Foro. Explica que existe un marco común para toda la Unión Europea, establecido mediante un programa plurianual que determina cómo deben recopilarse los datos pesqueros. En España, esta recopilación se articula a través del Programa Nacional de Datos Básicos (PNDB) y sirven de base para la adopción de medidas de gestión. Finaliza haciendo referencia a la ampliación del PNDB y a la necesidad de una mayor coordinación entre las entidades implicadas en la recopilación y gestión de la información. El programa está cofinanciado por el FEMPA

Dª María González Aguilar amplia la comunicación anterior y presenta una visión global sobre el programa de Recopilación de datos biológicos como base de los modelos de evaluación mediante el seguimiento de las flotas comerciales del Mediterráneo. Señala que se debe alcanzar un compromiso entre calidad de los datos y costo.

Dª Noelia Ortega presenta el proyecto DIGI-FISH y aborda diferentes propuestas relacionadas con la digitalización, la inteligencia artificial y la descarbonización de la pesca y la acuicultura mediterráneas y se ofrece a colaborar con otras entidades.

Dª Inmaculada Carrasco presenta las bases del proyecto de visión artificial desarrollado por la OPP de Motril ante la falta de datos para la merluza y expone las posibilidades que ofrecen estos sistemas. Destaca que una organización de productores de pequeño tamaño puede acercarse a la ciencia y desarrollar herramientas de este tipo, planteando además la posibilidad de que el sistema pueda ser replicado en otras zonas o especies en el futuro.

A continuación, Óscar Rodríguez, de la empresa Sealab, especializada en visión artificial, explica el proceso de desarrollo y perfeccionamiento del sistema. Destaca que esta herramienta constituye una aportación adicional al objetivo conjunto de mejorar la recopilación de datos pesqueros.

Dª María Trujillo presenta el estudio sobre la evaluación del estado de los hábitats a partir del conjunto de presiones y actividades humanas que reciben las zonas costeras mediterráneas. Remarca que una gestión ecosistémica requiere conectar las actividades, las presiones y las respuestas ecológicas.

D. Jorge Sáez Jiménez presenta diferentes herramientas de monitoreo, mitigación del *bycatch* bentónico y restauración de hábitats marinos en un espacio Natura 2000. Se trata de un proceso iniciado en 2017 a partir de la iniciativa de los propios pescadores para proteger sus caladeros, promoviendo su participación junto con científicos y administraciones en un modelo de gestión adaptativa.

D. Sergi Tudela, coordinador subregional de la CGPM, presenta el enfoque de gobernanza pesquera desarrollado en el Mediterráneo en el marco de la Estrategia 2030. Señala la complejidad de la gestión pesquera en la región y explica que la CGPM trabaja a lo largo de todo el proceso, desde la recopilación de datos y la generación de conocimiento científico hasta el asesoramiento para la toma de decisiones. Presenta algunos resultados para el conjunto de los stocks, destacando la respuesta favorable de determinadas especies a las medidas de gestión adoptadas, así como la contribución de la pesca a la economía. No obstante, señala que todavía queda trabajo por realizar. Explica también el funcionamiento de los SRC-WM destacando la importancia de estos espacios como primer peldaño de participación a escala local y anima a los asistentes a involucrarse en ellos para contribuir a la elaboración de políticas de gestión.

Mesa redonda: Cooperación interterritorial en el Mediterráneo: el papel de los GALPA en el desarrollo sostenible de las comunidades pesqueras

Tras la pausa para comer se inicia la mesa redonda con la intervención de D. Antonio Frías, gerente de GALPA Alborán, comienza explicando el origen de la propuesta de celebrar una mesa redonda específica sobre los Grupos de Acción Local del sector Pesquero, planteada durante la edición anterior del Foro. Explica la función de estos grupos y destaca su papel en la gestión de las ayudas y en la representación de las comunidades pesqueras.

Le sigue D. Manuel Trives, gerente de GALPEMUR, que expone el trabajo desarrollado por el GALPA en la región y señala que aproximadamente la mitad del presupuesto disponible ya se encuentra comprometido. Destaca los resultados obtenidos dentro del sector pesquero y considera los GALPA una herramienta fundamental para el desarrollo de los territorios.

Señala que una parte importante de los proyectos surge directamente del sector y destaca la relevancia de las iniciativas desarrolladas. También hace referencia a las líneas de actuación abiertas a los ayuntamientos y al trabajo desarrollado con las pequeñas y medianas empresas.

Realiza una valoración positiva de la aceptación e implementación de los proyectos y señala la necesidad de continuar trabajando, entre otros aspectos, en el relevo generacional.

Continua D. Joan Alginet, gerente del GALP Mar de l'Ebre, recuerda la trayectoria de estos grupos desde el periodo FEMP y explica el papel que han desempeñado durante estos años en las comunidades costeras.

Plantea su preocupación ante la propuesta de la Comisión Europea de integrar la pesca junto con la agricultura dentro del futuro marco de financiación, señalando las posibles consecuencias que esto tendría para los territorios costeros.

Destaca el resultado alcanzado por los GALP y señala la importancia que han adquirido como instrumento de desarrollo territorial. Manifiesta preocupación ante la posible reducción de los fondos, aunque también destaca la esperanza generada por espacios como el Foro, que permiten compartir estas preocupaciones y defender el papel de los grupos.

Señala asimismo que una política pesquera común no puede quedar subordinada a otras políticas y que, sin financiación y sin capacidad para desarrollar proyectos, las estrategias planteadas pierden eficacia.

Dª María Belén Vicente, gerente del GALPA Almería a Levante, destaca el valor de estos grupos por el liderazgo que proporcionan al sector pesquero y por el acompañamiento y asesoramiento que ofrecen a los pescadores. Explica que permiten poner en contacto a personas del sector con empresas y facilitar el acceso a las ayudas.

Asimismo, destaca que el impacto de la actividad pesquera se extiende a toda la cadena de valor y señala que por cada empleo generado en el mar se generan varios empleos en tierra. Destaca la importancia de continuar disponiendo de financiación para modernizar las embarcaciones, generar empleo y crear riqueza en los territorios costeros.

D. David Camacho, gerente del GALPA Málaga, incide en la importancia de la cercanía de los GALPA al sector pesquero. Señala que estos grupos proporcionan asistencia técnica a los pescadores, que en ocasiones no acceden a determinadas ayudas por falta de conocimiento o asesoramiento.

También destaca la integración social que proporcionan los grupos, al representar al conjunto del territorio y facilitar la participación de diferentes actores vinculados a la economía azul.

Manifiesta su preocupación ante una posible reducción de los fondos destinados a los GALPA y señala que algunos grupos ya han comprometido la totalidad de sus recursos. Defiende la necesidad de garantizar un porcentaje específico de financiación destinado a estos grupos.

Dª Argentina María Bonmatí Rodes, representante del GALP Bahía de Santa Pola, agradece el trabajo realizado por los diferentes grupos para defender la continuidad de los GALP. Destaca el papel de estos grupos como espacios de encuentro que permiten que diferentes sectores vinculados al territorio pesquero se sienten conjuntamente y conozcan las posibilidades de cooperación existentes.

Señala que los GALP están generando sinergias para afrontar problemas comunes, como la gentrificación de las zonas costeras, y pone en valor el trabajo realizado para mantener las tradiciones y el patrimonio cultural asociado a las comunidades pesqueras.

A continuación, se retoma el debate sobre el futuro de los GALPA y la financiación destinada a estos grupos.

Joan Alginet recalca que la defensa realizada responde a un modelo que ha demostrado su funcionamiento y señala que no tendría sentido desmantelarlo. Destaca que los 44 grupos españoles han despertado también el interés de otros grupos europeos y señala la necesidad de contar con aliados y apoyo institucional para defender su continuidad.

María Belén Vicente señala la importancia de continuar representando los intereses de los pescadores dentro de los futuros instrumentos de planificación y financiación.

Manuel Trives destaca que los GALPA constituyen una estrategia que permite canalizar los fondos de forma eficiente y señala que la defensa de su continuidad debe plantearse de manera colectiva, teniendo en cuenta las necesidades de los territorios.

Antonio Frías resume el debate señalando la preocupación existente ante una posible reducción significativa de los fondos y destaca la importancia de mantener una acción comunitaria y participativa. Hace referencia asimismo al debate existente en el seno de la Comisión Europea y a la necesidad de mantener una política pesquera con participación de los territorios.

Finalmente, María Belén Vicente vuelve a poner el foco en la economía azul y señala que la pesca fue una de las primeras actividades vinculadas a este concepto, por lo que considera necesario evitar que el sector quede relegado dentro de las estrategias actuales y reclama una mayor visibilización de su papel.

Sesiones de tarde

D. Moustapha Benomar presenta la sesión de cooperación internacional en el caladero mediterráneo, la gestión compartida y colaboración con Marruecos en el mar de Alborán. Presenta diferentes líneas de colaboración científica relacionadas con problemas compartidos entre ambas orillas del mar de Alborán y posibles líneas de colaboración futuras relacionadas con el análisis de contaminantes emergentes.

Se excusa la presencia de Noureddine Abid, y Malouli Idrissi Mohammed por compromisos de última hora.

Tras la pausa para el café la sesión se retoma con Esther Arcas, quien plantea la aplicación de diferentes fuentes de información para caracterizar la distribución espacial de la pesca artesanal. Los resultados apuntan a la utilidad de los modelos de *hotspots* y ponen de manifiesto la importancia de incorporar variables ambientales y disponer del arte de pesca utilizado. Además, plantea seguir avanzando hacia modelos de mayor complejidad.

El siguiente ponente es D. Carlos J. García quien presenta la evolución de la actividad pesquera artesanal en la reserva de Cabo de Palos-Islas Hormigas, en la Región de Murcia. Los resultados muestran que se ha producido un aumento en términos generales de las capturas, lo que se interpreta como un indicador del buen estado de la reserva, siendo los meses de abril y octubre donde hay mayor concentración de estas.

Dª Mar Duarte presentan el proyecto de guardería de cefalópodos desarrollado por la OPP 85, que surge en respuesta problemática asociada al bycatch de puestas de cefalópodos y gracias a la colaboración entre diferentes actores que permitió disponer de un espacio llamado mar de Motril destinado al desarrollo de la iniciativa. Los resultados obtenidos son positivos y muestran altas tasas de eclosión.

Dª Estefanía León presenta el seguimiento de la actividad pesquera de la flota artesanal en la costa andaluza. Expone la tendencia descendente observada tanto en el número de embarcaciones como en las capturas y explica la utilidad de las cajas verdes para caracterizar la actividad pesquera.

Dª Cristina López-Pérez presenta el estudio sobre la pesquería de la sonsera que se encuentra gestionada mediante un plan de cogestión cuya intención es aportar una base científica al comité de cogestión. Entre los resultados observa una influencia del cambio climático ya que las capturas disminuyen asociadas a anomalías térmicas positivas.

Dª Samar Saber presenta el estudio sobre las pesquerías y la biología del pulpo de roca en el Mediterráneo andaluz. Explica que tanto los desembarques como las capturas presentan oscilaciones a lo largo del periodo estudiado (2002 – 2025). Además, también presenta resultados sobre las tallas de los individuos desembarcados, madurez, periodo de puesta de hembras y machos, y dieta.

23/09/2026

El segundo día se abre con la ponencia de D. Emma Gil quien presenta los indicadores de estado de peces y cefalópodos demersales del circalitoral y batial sedimentario en el marco de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina, orientados a evaluar el Buen Estado Ambiental de las poblaciones y sus hábitats. Estos indicadores permiten realizar un seguimiento del estado de las poblaciones, detectar posibles cambios y aportar información científica para la gestión y la toma de decisiones.

D. José Peñalver presenta la caracterización de la pesca de la anguila en el Mar Menor. Expresa que las recomendaciones científicas de incrementar la veda e instaurar cuotas máximas de captura han sido implementadas. Además, se plantea como medida de gestión una reducción de la cuota máxima de captura, lo cual sería una medida eficaz para disminuir el esfuerzo pesquero, favoreciendo su potencial migración con fines reproductivos.

Dª Eliana C. Céspedes-Rodríguez presenta análisis del mercado de primera venta en la Comunidad Valenciana. Los resultados muestran que la disminución del número de compradores presentes en las lonjas en los últimos años y la necesidad de hacer un seguimiento integral combinando indicadores simples de participación con medidas de concentración y diversidad para detectar la vulnerabilidad comercial de las lonjas.

D. Carlos J. García presenta la evolución del rendimiento pesquero de la flota de arrastre en la región de Murcia en el periodo 2018-2025. Los resultados muestran una reducción de las capturas sobre todo en especies como el salmonete y la cigala, que no puede atribuirse a la reducción de la abundancia del recurso ya que está condicionada por la implantación de la reducción de esfuerzo aplicada desde el 2020, por lo que se plantean la necesidad de completar el estudio con indicadores de rendimiento por unidad de esfuerzo.

Dª Verónica Rebollo presenta el trabajo desarrollado desde el grupo de pesca de Alimentta. Destaca el papel de la pesca artesanal y de pequeña escala como eje vertebrador de las comunidades pesqueras. Se presentan cuatro recomendaciones orientadas a fomentar un modelo de pesca de cercanía, teniendo en cuenta que una parte importante del pescado consumido procede de mercados exteriores. Finalmente, se presenta la intención de desarrollar durante el próximo año una hoja de ruta para la puesta en práctica de estas propuestas.

D. Pablo Saralegui-Díez presenta un trabajo sobre el sistema alimentario pesquero español y los posibles escenarios de futuro. Se señala que el elevado grado de deslocalización de la comercialización limita la sostenibilidad del modelo pesquero actual y se plantea la necesidad de reducir la huella de carbono asociada al sistema. Los resultados muestran que un proceso de relocalización basado en redes de distribución más cercanas podría reducir las emisiones de carbono en un 73 %. Tras la ponencia se plantea también la dificultad de diferenciar entre pesca local y pesca industrial cuando se trabaja con datos agregados, dado que bajo una misma categoría pueden incluirse realidades pesqueras diferentes.

Dª Maria Bas y colaboradores presentan los proyectos MARVEL y MARVEL-TOOLS, desarrollados para abordar las dificultades relacionadas con la identificación y gestión de las EBSAs cuyo objetivo es desarrollar un mecanismo claro, reproducible, revisable e informativo para la identificación de zonas marinas prioritarias de alto valor ecológico contribuyendo al diseño de una red integrada de conservación marina para proporcionar apoyo técnico a iniciativas de planificación espacial marina y gestión sostenible del medio marino.

Sesiones mañana 2

Tras la pausa se proyectan videos realizados por el GALPA Alborán sobre la pesca en Motril y Adra y el propio GALPA

Tras el visionado de videos se retoman las sesiones con la presentación de Dª Laura Recasens del estudio sobre la caracterización biológica y variabilidad espaciotemporal del reclutamiento de la merluza (*Merluccius merluccius*) en la costa catalana. Se encuentra un pico de reclutamiento en primavera y verano, además se identifican cuatro áreas de *nursery (PNA)*. Señala que las especies identificadas permiten caracterizar estas áreas y que el trabajo se encuentra todavía en una fase inicial. Como siguiente paso se plantea relacionar los resultados con diferentes parámetros ambientales para caracterizar de forma más completa estas áreas.

D. Amadeu Ros Torres de la cofradía de Xàbia presenta la contribución al estudio de los caladeros del Golfo de Alicante. Explica las denominaciones de los caladeros tradicionales del Golfo de Alicante destacando su valor como patrimonio cultural y conocimiento ecológico local de los pescadores. Además, analiza el origen de sus nombres y su relación con la morfología, los fondos marinos, las especies y las prácticas pesqueras, resaltando su importancia para la futura planificación del espacio marino.

Dª Mireia G. Mingote presenta las diferencias regionales en las capturas de cigala, *Nephrops norvegicus*: hábitat y oceanografía, un estudio que surge con el objetivo de comprobar si los resultados obtenidos previamente en la GSA 6 pueden reproducirse en otras regiones del Mediterráneo. Se analiza la relación entre la distribución de la cigala y las condiciones oceanográficas, destacando la existencia de un refugio térmico alrededor de los 14ºC solo conservado en buen estado en la región más próxima a las zonas de formación de aguas profundas del Golfo de León.

Dª Marta Blanco presenta un estudio sobre la influencia de la pesca de arrastre en la biomasa marina. El estudio evalúa específicamente la influencia de la pesca de arrastre y analiza si las medidas de gestión adoptadas a partir de 2008 han contribuido a reducir su impacto. La comparación entre los periodos estudiados la recuperación de la biomasa tras la gestión pesquera. Como reflexión final, se plantea la conveniencia de avanzar hacia medidas

de gestión que incorporen una visión global y un enfoque ecosistémico, en lugar de centrarse en los modelos de stocks basados en una especie.

Dª Isabel Esteso y Dª Irene López presentan el objetivo y la metodología junto con los resultados preliminares de su estudio: Impacto socioeconómico y análisis coste-beneficio de las nuevas medidas de compensación implementadas por la UE en la flota de arrastre del Mediterráneo occidental.

Dª Laura Recasens presenta diferentes propuestas de gestión pesquera para el norte de la GSA 6. Entre sus conclusiones destaca la necesidad de considerar medidas alternativas a la reducción del esfuerzo pesquero, especialmente en el caso de la cigala, cuya abundancia presenta una relación inversa con la temperatura del agua y una mayor presencia en determinadas zonas de reserva, planteándose la ampliación de estas áreas. Asimismo, se señala la importancia de desarrollar nuevos índices y medidas de gestión adaptados a pesquerías multiespecíficas, evitando que una única especie determine las restricciones de esfuerzo. Tras su intervención se genera un intenso debate sobre el plan Mutianual y las propuestas de la Comisión Europea.

Sesiones tarde

Después de la comida, se retoma la sesión con la presentación de Dª María Mugerza, quien expone un estudio sobre la influencia de la temperatura del fondo en las capturas de las especies objetivo del WEST MED MAP. Los resultados muestran un calentamiento significativo en todos los estratos, asociado a una reorganización espacial de las especies, y evidencian que la respuesta al aumento de temperatura es específica para cada especie. La presentación concluye destacando la necesidad de incorporar los efectos del cambio climático en la gestión pesquera.

D. Ignacio Soler Martínez presenta un sistema de control del esfuerzo pesquero para la flota de arrastre mediterránea basado en la medición del esfuerzo real ejercido sobre el caladero, considerando el área barrida o el volumen de agua filtrado según el tipo de arte. Se plantea un sistema de monitorización geolocalizada que permita establecer cuotas de área o volumen, gestionar diferentes zonas y profundidades y controlar el esfuerzo de forma más precisa, utilizando los sensores ya instalados en los buques.

Dª Houda Fellah presenta la evaluación multidimensional del esfuerzo de pesca en el Mediterráneo occidental, destacando que la CPUE observada puede variar no solo por cambios en la abundancia de los recursos, sino también por factores ambientales, espaciales, operativos y técnicos. Para obtener una CPUE estandarizada más representativa de la evolución de las especies objetivo, se aplican modelos GLMM, que permiten considerar estos factores y la variabilidad asociada a cada embarcación. Posteriormente, se emplean modelos GAM para analizar posibles relaciones no lineales entre la CPUE y las variables explicativas.

D. Jorge Sáez Jiménez presenta el proceso de la mejora pesquera para la pesquería de quisquilla *Plesionika edwardsii* de Motril hacia su posible certificación Explica que inicialmente se realizó una preevaluación de la pesquería y que, mediante la participación de los pescadores, se consiguió integrar la información proporcionada por el propio sector. Señala que actualmente se están realizando trabajos de seguimiento de tallas, maduración y distribución de las capturas. Asimismo, se desarrolla un diagnóstico del impacto mediante el análisis de la composición del bycatch.

D. Jorge Sáez Jiménez y D. Francisco Gonzalo Sobrado Llompart presentan un análisis comparado de dos modelos de gestión pesquera en espacios marinos de la Red Natura 2000: la Custodia Marina de Formentera y el Estrecho Occidental. Se destaca la importancia de involucrar a los diferentes actores y de mejorar la coordinación entre las políticas de conservación y la actividad pesquera para garantizar la viabilidad de los planes de gestión. La presentación concluye señalando que una gestión eficaz de los espacios marinos

protegidos requiere la integración de la ciencia, la gobernanza participativa y la coordinación institucional.

D. Cesc Gordó Vilaseca presenta el efecto que tendría proteger un 10 % de la superficie marina para el sector pesquero, mediante un modelo que analiza los efectos de las áreas marinas protegidas sobre el sector, especialmente el fenómeno de *spillover*. Se presentan diferentes escenarios y se señala que las AMP pueden generar mayores beneficios para el sector cuando se sitúan en zonas con elevada presión pesquera, mientras que su ubicación aleatoria no aporta beneficios. Finalmente, se plantea la aplicación del modelo a la GSA 6 y se destaca la dificultad de validar los resultados como una de las principales limitaciones del estudio.

D. Ismael Beviá Ballesteros presenta el análisis espacio-temporal de elasmobranquios con foco en el Levante español e identificación automática, enmarcado en el proyecto e-Lasmo2, orientado a mejorar el conocimiento sobre estas especies. Utiliza bases de datos de registros fotográficos de elasmobranquios y nuevas tecnologías de monitorización basadas en Inteligencia artificial para el estudio de su distribución. Asimismo, se muestran herramientas en desarrollo, como una plataforma web y una aplicación móvil, y se plantea como línea futura la ampliación del número de especies identificables y su aplicación en lonjas**.**

Dª Mar Duarte presenta la caracterización de los carroñeros invertebrados en pesquerías de trasmallo del litoral de Murcia. Explica el fenómeno conocido como «pulga de mar», señalando que se trata de una problemática importante, llegando a detectarse daños de hasta el 80 % de las capturas. Como respuesta a esta problemática se propone una escala de daños que permita identificar y cuantificar las afecciones en los artes de pesca. Asimismo, se realiza una caracterización de las especies de invertebrados carroñeros presentes.

La última ponencia la realiza D. José Luis Sánchez Lizaso, quien presenta un resumen de los treinta años de trayectoria del Foro. Recuerda que el objetivo inicial era crear un espacio de intercambio de información y encuentro para jóvenes científicos y se hace referencia a diferentes personas vinculadas a los primeros años del Foro. Además de los promotores del foro, Jordi Lleonart, Ramón Franquesa y Pere Oliver, recuerda el papel de Rafael Robles y Álvaro Fernández, este último recientemente fallecido, en el impulso del Foro en los primeros años. Se comenta asimismo la interrupción que sufrió el Foro y su posterior recuperación ante la necesidad de disponer nuevamente de espacios de debate y comunicación entre los diferentes actores. Durante la presentación se repasan algunos de los logros alcanzados a lo largo de estos años, entre ellos la creación de puentes de comunicación y establecimiento de colaboraciones, la elaboración de recomendaciones algunas de las cuales han sido aceptadas y la contribución a la formación de profesionales.

Aspectos organizativos y aspectos tratados durante el Foro

D. José Luis Sánchez Lizaso aborda los aspectos organizativos de la reunión y comunica que se establece como fecha límite para el envío de las comunicaciones el 30 de septiembre. Asimismo, se recuerda la posibilidad de solicitar los certificados de participación y asistencia.

Se informa de que la próxima reunión del Foro tendrá lugar en Cataluña.

Durante la sesión se plantea la cuestión del elevado número de comunicaciones y participantes y se debate sobre la posibilidad de ampliar la duración de las jornadas o reducir el número de comunicaciones. En general, los asistentes manifiestan su conformidad con la estructura actual del Foro.

También se pone de manifiesto la importancia de incrementar la participación del sector pesquero en el Foro, aunque se señala que la coincidencia de horarios con la actividad profesional dificulta en ocasiones la asistencia

de los pescadores.

Se plantea asimismo que los pescadores participan en ocasiones en la recogida de datos y colaboran con los investigadores, pero no siempre tienen la oportunidad de conocer posteriormente los resultados obtenidos. En este sentido, se destaca el Foro como un espacio que permite devolver al sector parte de ese conocimiento y facilitar el intercambio de conocimientos entre científicos y pescadores.

Se recuerda que, aunque no todas las personas pueden asistir presencialmente, los resultados y el conocimiento generado quedan disponibles a través de las publicaciones y de la página web del Foro. Existen publicaciones de años anteriores que se pueden solicitar.

Se discuten las posibles conclusiones de la reunión y se acuerda dar un par de días para recibir propuestas para las conclusiones que se circularán y aprobarán a través de la lista de distribución

Clausura

D. José Luis Sánchez Lizaso comienza agradeciendo la participación de los asistentes y destaca la diversidad de enfoques presentes durante las jornadas. Asimismo, agradece la representación de los GALPA y la participación del conjunto del sector. Destaca que la celebración de esta edición en Motril ha permitido reunir a un elevado número de personas vinculadas al conocimiento y a la actividad pesquera y agradece especialmente el esfuerzo realizado por las personas que han colaborado en la organización.

Antonio Frías Gerente de Galpa Alborán disculpando la ausencia de D. Ignacio José López Cabrera, agradece la participación de los asistentes y señala que la reunión ha constituido una experiencia enriquecedora. Asimismo, expresa su deseo de que las jornadas hayan resultado satisfactorias y destaca el placer de haber podido ejercer de anfitriones en esta edición del Foro.

Dª Inmaculada Carrasco, realiza una valoración muy positiva de las jornadas y destaca la oportunidad de haber reunido en un pueblo de pequeño tamaño a un elevado número de investigadores y profesionales. Asimismo, hace referencia a D. Ignacio José López Cabrera y al esfuerzo realizado, señalando que esta participación le llena de orgullo y satisfacción. Finalmente, agradece, en su nombre, la participación de todos los asistentes.

D. Jorge Sáez expresa cómo los valores que han caracterizado al Foro desde sus inicios representan precisamente el cambio que D. Ignacio José López Cabrera pidió llevar a este puerto, destacando la importancia de incorporar al debate a personas y perspectivas procedentes de distintos ámbitos del sector. Señala que este tipo de encuentros son necesarios para favorecer el diálogo y la colaboración entre los diferentes actores vinculados a la actividad pesquera. Concluye agradeciendo al Foro la oportunidad de celebrar esta edición en Motril y poniendo en valor la necesidad de seguir trabajando conjuntamente, ya que la colaboración entre los distintos sectores resulta fundamental para afrontar los retos futuros de la pesca.

Se destaca la necesidad de continuar trabajando mediante la cogestión y la colaboración entre los diferentes actores vinculados al medio marino, señalando que el trabajo conjunto entre científicos, administraciones y sector pesquero resulta fundamental para afrontar los retos futuros.

Con estas palabras se da por concluida la XVII Reunión del Foro Científico de la Pesca Española en el Mediterráneo.

Intervención del presidente del foro en la apertura de las jornadas

José Luis Sánchez Lizaso

Presidente del foro

Dª Natacha Rivas Campos, Directora General de Pesca, Acuicultura y Economía Azul. Junta de Andalucía

Dª Elisa Carbajo Llorente, Subdirectora General de Investigación Pesquera y Recopilación de Datos

Dª Mª Ángeles Escámez Rodríguez, Teniente de Alcalde de Urbanismo, Formación y Empleo y Promoción Turística del Ayuntamiento de Motril

D. Ignacio José López Cabrera, Presidente OPP 85 y GALPA Alborán y Patrón mayor de la Cofradía de Motril

Y a todos los participantes, buenos días y bienvenidos a una nueva edición del Foro.

Nunca antes habíamos estado en Motril y eso que este año se han cumplido 30 años desde nuestra primera reunión. Treinta años es una cifra importante. Esto demuestra que la idea que en su día tuvieron Jordi Lleonart, Ramón Franquesa y Pere Oliver se ha consolidado. Les hacía ilusión participar en esta reunión y han intentado estar aquí hoy, pero finalmente solo Ramón ha podido venir. Quiero que en esta reunión se les rinda homenaje por la iniciativa que tuvieron hace ya más de 30 años. Si entonces se consideró necesario un punto de encuentro para intercambiar informaciones y opiniones sobre pesca Mediterránea hoy esa necesidad sigue estando presente.

En esta larga trayectoria del foro los participantes han ido cambiando con el tiempo. Observamos con agrado el reclutamiento de nuevos científicos que fue uno de los motivos que impulsaron inicialmente el foro, pero también la participación cada vez más importante del sector pesquero.

En los últimos años en el Foro hemos hablado mucho del Plan Multianual. Contemplamos con esperanza la reforma ómnibus, el proceso de revisión de Plan Multianual que ha sido abierto por la comisión. Es algo que se habíamos demandado desde el Foro. Hemos coordinado la elaboración de una propuesta conjunta que se ha presentado a la Comisión y que esperamos sea atendida.

Los temas del foro vienen marcados por la actualidad y el interés de los participantes. Para esta reunión hemos recibido muchas propuestas y no todas se han podido incluir en el programa. Hemos intentado incluir el máximo número de contribuciones y, aun así, se han quedado bastantes fuera. El resultado final es un programa muy denso. Quiero agradecer a todos los ponentes su trabajo y su interés en participar en el foro y les tengo que pedir que se ajusten a los tiempos marcados.

Además de vuestras propuestas En la reunión de este año queremos visibilizar la importancia que tienen los fondos europeos para la pesca y la acuicultura que se encuentran amenazados por el nuevo marco de financiación plurianual y hemos incluido una mesa redonda con representantes de algunos Galps. Esperamos que sea de vuestro interés.

Por otra parte, aunque el foro sigue siendo un foro de pesca española en el Mediterráneo, este año hemos

invitado a participar a la Comisión General de Pesca del Mediterráneo y a algunos científicos marroquíes para visualizar que existe una interacción entre nuestras pesquerías, particularmente aquí en el mar de Alborán.

La pesca tiene múltiples componentes y el foro siempre ha destacado la necesidad de considerarla desde un punto de vista multidisciplinar. En esta reunión hemos querido también visibilizar su importancia cultural con dos vertientes la gastronómica con un show cooking a la hora de las comidas y la musical un concierto que se celebra esta tarde al acabar las sesiones. Espero que no estéis demasiado cansados para poder disfrutar del mismo.

Para finalizar quiero volver a destacar la labor de los organizadores locales para preparar la reunión y el evento paralelo Mediterráneo azul. GALPA Alborán, Soldecocos y la Organización de productores pesqueros de Motril se han dejado la piel para que tengamos unas condiciones magnificas para desarrollar esta reunión y han puesto el listón muy alto. Espero que todos encontremos esta reunión interesante y productiva.

Muchas gracias

Recopilación de datos pesqueros: del dato al asesoramiento

Elisa Carbajo

Subdirectora General de Investigación Pesquera y Recopilación de Datos

Dirección General de Pesca Sostenible Secretaría General de Pesca ·

Toda decisión de gestión pesquera descansa, en último término, sobre un dato. Sin datos no existiría el conocimiento sobre el que se construye el asesoramiento científico, y sin asesoramiento no es posible una gestión pesquera sostenible. Esta cadena (del dato al asesoramiento, y del asesoramiento a la decisión) es el hilo conductor de estas páginas, que resumen la intervención presentada en el Foro Científico de la Pesca y que se organizan en dos partes: qué es y cómo funciona el Programa Nacional de Datos Básicos (PNDB), y hacia dónde se orientan en los próximos años las necesidades de datos que sustentan el asesoramiento pesquero europeo.

Por qué recopilamos datos: un mandato legal

La obligación de basar la gestión pesquera en la mejor ciencia disponible no es una opción de política, sino un mandato recogido expresamente en el Reglamento (UE) n.º 1380/2013, por el que se establece la Política Pesquera Común (PPC). Sus artículos 2.1 y 2.2 disponen que la PPC debe garantizar que la pesca y la acuicultura sean ambientalmente sostenibles a largo plazo y se gestionen de forma coherente con los objetivos de generar beneficios económicos, sociales y de empleo, y que la explotación de los recursos biológicos restaure y mantenga las poblaciones por encima de los niveles que permiten alcanzar el Rendimiento Máximo Sostenible. A su vez, los artículos 6, 9, 10, 14 y 22 del mismo Reglamento exigen que toda medida de la PPC (medidas de conservación, planes plurianuales, obligación de desembarque, gestión de la capacidad pesquera) se adopte sobre la base de los mejores dictámenes científicos, técnicos y económicos disponibles. La sostenibilidad que persigue la PPC es, por tanto, ambiental, biológica, económica y social a la vez, y ese carácter multidimensional es precisamente lo que determina qué datos hay que recopilar y con qué alcance.

El marco comunitario: DCF y EU-MAP

Para que ese mandato se cumpla de manera homogénea en los veintisiete Estados miembros, la Unión Europea dispone de un marco común de recopilación de datos. El Reglamento (UE) 2017/1004 establece el marco de la Unión para la recopilación, gestión y uso de datos del sector pesquero, conocido como Data Collection Framework (DCF). Sobre ese paraguas legal se despliega, en el plano técnico, la Decisión Delegada (UE) 2021/1167, que aprueba el Programa Plurianual de la Unión Europea para la recopilación de datos (EU-MAP) y concreta qué datos biológicos, medioambientales, técnicos y socioeconómicos deben recopilar los Estados miembros. La Decisión de Ejecución (UE) 2021/1168 establece, a su vez, las campañas científicas obligatorias, y la Decisión de Ejecución (UE) 2021/39 fija el formato y los plazos de presentación de los planes nacionales de

datos y de los informes anuales. El DCF fija así el mandato; el EU-MAP y sus decisiones de desarrollo lo traducen en programas nacionales concretos.

El PNDB: la respuesta española

España traslada ese marco comunitario al Programa Nacional de Datos Básicos (PNDB), un programa nacional plurianual, elaborado de acuerdo con el EU-MAP, que recoge datos biológicos, de actividad pesquera, ambientales y socioeconómicos del sector pesquero español. Su responsable es la Secretaría General de Pesca (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación), en coordinación con las comunidades autónomas, el Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC) y AZTI.

El PNDB funciona en un ciclo de tres años con seguimiento anual. Cada tres años se elabora un Work Plan, el documento que define qué datos se van a recoger, con qué fuentes, con qué frecuencia y con qué distribución espacio-temporal. Sobre esa planificación, las distintas unidades del programa ejecutan la recopilación cada año (a través de muestreos en lonjas, observadores, datos de actividad pesquera, campañas y encuestas) y, al cierre de cada ejercicio, se remite a la Comisión Europea un Annual Report que rinde cuentas de lo ejecutado frente a lo planificado.

La coordinación institucional del PNDB en España se articula como una red de organismos con un único punto de contacto ante la Comisión Europea. La Subdirección General de Investigación Pesquera y Recopilación de Datos, dentro de la Secretaría General de Pesca, ejerce esa función de interlocución, mientras que otras subdirecciones (Estadística, Sostenibilidad Económica, Control e Inspección, Acuicultura y Comercialización) aportan cada una su bloque de información, y el IEO-CSIC y AZTI actúan como los organismos científicos de referencia que ejecutan buena parte del muestreo y el análisis.

Lo que se recopila se organiza en cuatro bloques de variables. Las variables biológicas proceden de la red de muestreo en lonjas y puertos, de los observadores a bordo y de las campañas científicas. Las variables de actividad pesquera reúnen las notas de venta, el censo de la flota pesquera, las posiciones de los buques (VMS) y los datos de desembarco. Las variables socioeconómicas se obtienen mediante la encuesta económica de la pesca marítima, la encuesta económica de la industria y las encuestas de acuicultura. Y las variables ambientales incorporan, entre otros elementos, los datos de capturas accidentales.

Todo este trabajo de recopilación se traduce en asesoramiento a través de las Data Calls: solicitudes formales de datos (biológicos, socioeconómicos, de actividad pesquera) que llegan en un formato determinado y con fines científicos concretos. Las cursan la Comisión Europea a través de la Dirección General de Asuntos Marítimos y Pesca (DG MARE), el Centro Común de Investigación (JRC), el Consejo Internacional para la Exploración del Mar (ICES), el Regional Coordination Group (RCG), las organizaciones regionales de pesca (GFCM, ICCAT, IOTC), el Comité Científico, Técnico y Económico de Pesca (STECF) y, en ocasiones, universidades y organizaciones no gubernamentales. Estas solicitudes sirven para conocer el estado biológico de los stocks, realizar análisis socioeconómicos del sector, obtener una visión general de la flota de cada país y disponer de una base sólida para estudios científicos y de gestión. Cada Data Call es, en definitiva, el puente concreto entre lo que España recopila y quienes elaboran el asesoramiento a escala europea e internacional.

La recopilación de datos se financia a través del Fondo Europeo Marítimo, de Pesca y de Acuicultura (FEMPA), que cofinancia estos trabajos (buques oceanográficos, programas de observación) garantizando una armonización del gasto entre los Estados miembros. Actualmente se está negociando un nuevo marco financiero plurianual de la Unión Europea para 2028-2034, en el que aún no está definido dónde se encontrará esta financiación.

Perspectivas de la recopilación de datos en los próximos años

Si la primera parte de esta intervención describe un sistema ya consolidado, la segunda mira hacia delante: qué va a exigir de la recopilación de datos la agenda europea de los próximos años, una agenda que mezcla cada vez más estrechamente la política pesquera con la política ambiental.

Seis presiones van a redefinir el asesoramiento científico pesquero, tal como se puso de manifiesto en la conferencia anual de ICES de 2026. El cambio climático está detrás de la redistribución de las poblaciones y de los cambios en la productividad de los stocks. La crisis de la biodiversidad, con la pérdida de hábitats y de especies sensibles, empuja el asesoramiento hacia un enfoque ecosistémico y no solo hacia el análisis stock a stock. La seguridad alimentaria pesa cada vez más, en un contexto en el que la Unión Europea importa cerca del 70 % de los productos acuáticos que consume, lo que obliga a que el asesoramiento contribuya también a sostener el abastecimiento. La polución de los océanos (contaminantes, eutrofización, basuras marinas) condiciona de forma creciente el estado de las poblaciones. El uso creciente del espacio marino, con la competencia entre actividades humanas cada vez más intensa, añade una variable adicional que el asesoramiento no puede ignorar. Y, por último, la dimensión humana: un reciente artículo de la propia ICES (Steins et al., 2026, ICES Journal of Marine Science) sostiene que integrar la dimensión humana en la ciencia pesquera significa convertir en práctica habitual los análisis sociales, culturales, económicos, legales e institucionales, entendiendo el medio marino como un espacio vivido y trabajado, y no solo como un sistema biológico.

Esta convergencia entre pesca y medio ambiente se plasma en una nueva agenda europea que combina normas pesqueras y ambientales. El Plan de Acción de la Unión Europea para proteger y restaurar los ecosistemas marinos para una pesca sostenible busca reducir el impacto de la actividad pesquera sobre los ecosistemas marinos con un enfoque gradual, que da tiempo de adaptación al sector. Se apoya en la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (Directiva 2008/56/CE), que exige alcanzar el Buen Estado Ambiental del medio marino a través de once descriptores, y en el Reglamento de Restauración de la Naturaleza: el descriptor D3 de la Directiva (poblaciones de peces y mariscos comerciales) conecta directamente con la información que recoge el PNDB.

El Pacto Europeo por el Océano, adoptado en junio de 2025, une pesca y medio ambiente en una sola estrategia oceánica. Le acompañará una futura Ley del Océano, cuya adopción como propuesta legislativa de la Comisión está prevista para el último trimestre de 2026. La Visión 2040 para la pesca y la acuicultura, cuya publicación está prevista para el otoño de 2026, es un marco estratégico a quince años que aborda la demanda y la oferta de alimentos acuáticos, la mano de obra y la infraestructura del sector, con la digitalización y la simplificación

administrativa como hilo conductor plasmando el objetivo político para la próxima política pesquera común.

Y, por último, la iniciativa OceanEye, lanzada en junio de 2026 aspira a que la Unión Europea lidere la observación oceánica mundial, con el objetivo de aportar, en 2035, más de un tercio de los datos oceánicos globales, apoyándose en un Gemelo Digital del Océano integrado con EMODnet y Copernicus Marine.

Qué necesidades de asesoramiento se anticipan y qué implica para el PNDB

Cruzando estas presiones y esta agenda emergen las necesidades de asesoramiento que el PNDB debería anticipar. La primera es un enfoque con mayor incertidumbre: el contexto de cambios ecosistémicos obliga a recomendaciones más adaptativas y a una evaluación continua de las estrategias de gestión. La segunda son las variables del Buen Estado Ambiental que crucen el PNDB con los descriptores de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina: biodiversidad, basuras marinas, ruido submarino. La tercera es la observación oceánica interoperable, con flujos de datos casi en tiempo real, compatibles con el RDBFIS y el RDBES, con EMODnet, Copernicus Marine y el futuro Gemelo Digital del Océano. Y la cuarta son las series socioeconómicas ampliadas (demanda y oferta de alimentos acuáticos, empleo y relevo generacional) que den soporte a los objetivos de la Visión 2040.

Para el Programa Nacional de Datos Básicos, esta lectura tiene tres implicaciones concretas. Será necesario ampliar el PNDB con nuevos datos que permitan generar indicadores socioeconómicos, ecosistémicos y ambientales, y no solo pesqueros. Habrá que avanzar hacia una interoperabilidad real entre las diferentes plataformas de datos. Y todo ello exigirá una coordinación reforzada con el IEO-CSIC, AZTI, las comunidades autónomas y otros ministerios, ante una agenda que ya es, en la práctica, cada vez más compartida entre la política pesquera y la política ambiental.

Recopilación de datos pesqueros como base de los modelos de evaluación: Seguimiento de las flotas comerciales del Mediterráneo

María González, Gloria Blaya, Cristina Bultó, Daniel Camacho, Jesús Canoura, Cristina Ciércoles, Marc Farré, Sergi Joher, Elena Marco, Gema Martínez, Pep Ramís, Silvia Sierra, Pedro Torres, Miriam Troyano, et al.

IEO-CSIC. Centro Oceanográfico de Málaga

Descripción general del programa

El Instituto Español de Oceanografía (IEO–CSIC) es el organismo encargado de la recopilación de datos biológicos de las principales especies pesqueras dentro del Programa Nacional de Recopilación de Datos Básicos de la Pesquería. La metodología, las especies objetivo, el tipo de datos, la periodicidad y otros aspectos del muestreo llevado a cabo en el Mediterráneo español se basan en tres documentos:

- Reglamento (UE) 1004/2017 del Parlamento Europeo y del Consejo, donde se establece un marco para la recopilación, gestión y uso de datos pesqueros en la Unión Europea

- Decisión Delegada (UE) 2021/1167 de la Comisión, donde se establece el plan multianual para la recogida de estos datos en la Unión Europea

- Recomendación GFCM/40/2016/2, de la Comisión General de Pesca del Mediterráneo (CGPM), que trata sobre la aplicación progresiva de la recogida de datos en los países del Mediterráneo y mar Negro, siguiendo un Marco de Referencia común (Data Collection Reference Framework, DCRF).

En el marco del programa comunitario español, la Secretaría General de Pesca actúa como corresponsal nacional y recopila datos socioeconómicos, datos transversales (desembarques, esfuerzo, valor económico), datos de acuicultura, datos del sector industrial y datos de pesca recreativa.

El Instituto Español de Oceanografía se encarga de la recopilación de datos biológicos: recoge las variables biológicas más importantes de las especies objetivo de las pesquerías, realiza campañas de investigación pesquera en el mar y obtiene una serie de datos para evaluar el impacto de la pesca de la Unión en el ecosistema marino, incluidas las capturas accidentales de especies protegidas.

Por último, el sector pesquero ofrece su colaboración en la recopilación de variables biológicas facilitando el embarque de observadores científicos, así como aportando su amplio conocimiento en diferentes aspectos de la pesca.

Con toda la información recopilada, y aplicando los modelos matemáticos que mejor se ajustan a cada población, el IEO-CSIC evalúa el estado de las poblaciones, con el objetivo de asesorar a las administraciones y poder preservar la salud de los recursos pesqueros y del ecosistema.

Existen dos tipos de variables biológicas: las relacionadas con la actividad pesquera y las relacionadas con la población (stock).

Las variables relacionadas con la actividad pesquera son la distribución de tallas de las especies en las capturas (tanto desembarques como descartes) y el volumen de los descartes. La información de estas variables se obtiene mediante muestreos a bordo de los buques pesqueros o en las lonjas.

Las variables relacionadas con la población son aquellas de carácter biológico relativas a la población: edad, talla, peso individual, sexo, madurez y fecundidad. Se obtienen a partir de muestras analizadas en el laboratorio.

Recopilación de datos biológicos en las pesquerías mediterráneas

Variables relacionadas con la pesquería

El muestreo de las variables relacionadas con la pesquería se organiza por ÁREA (GSA) y *METIER* (combinación de arte y especies objetivo con un patrón de explotación similar). El programa de muestreo debe ser viable y buscar el mejor equilibrio entre calidad y coste. Para ello se seleccionan los *metier* más importantes en cada GSA mediante un SISTEMA DE JERARQUIZACIÓN basado en los desembarques (toneladas), el esfuerzo (días de pesca) y el valor económico de la captura. En la tabla 1 se muestran los *metier* seleccionados en cada área

Tabla 1. *Metier* seleccionados para muestreo de variables dependientes de la pesquería en el mediterráneo español por el Programa Nacional de Datos Básicos.

AREA	Metier muestreado	AREA	Metier muestreado
GSA1	Cerco dirigido a peq pelágicos	**GSA5**	Cerco dirigido a peq pelágicos
	Arrastre demersal		Arrastre demersal
	Arrastre profundo (gamba roja)		Arrastre profundo (gamba roja)
	Arrastre mixto		Arrastre mixto
	Trasmallo		Trasmallo
	Trampa dirigida a pulpo		Llampuguera
GSA2	Arrastre profundo (gamba roja)	**GSA6**	Cerco dirigido a peq pelágicos
	Arrastre mixto		Arrastre demersal
			Arrastre profundo (gamba roja)
			Arrastre mixto
			Enmalles (trasmallo y 1 paño)
			Trampa dirigida a pulpo
			Palangre dirigido a demersales

El tipo de muestreo que se lleva a cabo en cada marea es el MUESTREO CONCURRENTE, en el que se intenta obtener una distribución de tallas de todas las especies capturadas en la marea. En las mareas con gran diversidad las especies se muestrean en orden de importancia.

Los datos de las pesquerías en las que el descarte es más importante, como la pesca de arrastre, se recogen mediante observadores a bordo, mientras que en el resto de pesquerías los datos se obtienen mediante muestreos en la lonja. Las mareas que se muestrean se seleccionan de manera aleatoria para evitar cualquier tipo de sesgo.

Variables relacionadas con la población

Las variables en las que centramos nuestros estudios tienen que ver con la biología reproductiva y el crecimiento. La selección de las especies pesqueras que muestreamos se basa tanto en las recomendaciones de la CGPM (especies importantes en el Mediterráneo occidental) como en la normativa de la Unión Europea (especies importantes en las GSAs 1, 2, 5 y 6). Las especies más importantes, que dirigen las pesquerías, se muestrean en los tres centros del IEO-CSIC en el Mediterráneo, mientras que las especies que son importantes por otras razones (gran volumen de desembarque, alto valor económico…) se muestrean en uno o dos de los centros del IEO-CSIC en el Mediterráneo.

Para realizar los muestreos de biología reproductiva y crecimiento se adquieren de forma periódica muestras de las especies objetivo y se estudian en el laboratorio, recogiendo los siguientes datos de cada ejemplar: talla, peso, sexo, madurez, peso de la gónada, contenido estomacal (algunas especies). En los peces se extrae y conserva el otolito para conocer la edad de cada ejemplar. Con toda esta información se calculan una serie de parámetros como la ojiva de madurez, talla de primera madurez, relación talla-peso, etc, necesarios para conocer la biología de la especie. Muchos de los parámetros calculados son utilizados en los modelos que se aplican para conocer el estado de las poblaciones, así como en la gestión de las pesquerías.

Finalidad de la recolección de datos de las pesquerías

Con todos los datos recogidos, tanto los relacionados con la actividad pesquera como los relacionados con la población, se calculan diversos parámetros que describen las diferentes poblaciones: estructura de tallas y de edades de la población (tanto de la fracción comercial como de la descartada), proporción de sexos e individuos maduros por clase de talla, ecuaciones de crecimiento y de la relación talla-peso, etc. Estos parámetros, junto con los datos de desembarques y esfuerzo pesquero proporcionados por la Secretaría General de Pesca, permiten evaluar el estado de las poblaciones explotadas en el Mediterráneo español.

DIGI-FISH: digitalización e inteligencia artificial para una pesca y acuicultura mediterránea más eficiente y sostenible

Noelia Ortega Ortega*, José Luis Sáez Martinez*, Jordi Solé*, José Manuel Antón García* Kristian Beqiri*

**Centro Tecnológico Naval y del Mar*

Introducción

La transición energética de los sectores pesquero y acuícola no puede plantearse únicamente como una sustitución de motores o combustibles. Una parte relevante de la reducción del consumo energético y de las emisiones depende de conocer cómo se desarrollan las operaciones, dónde se producen las principales ineficiencias y qué soluciones ya existentes pueden adaptarse de manera efectiva a cada segmento productivo. La Comisión Europea ha identificado la reducción de la intensidad energética y la transición hacia operaciones climáticamente neutras como prioridades para la pesca y acuicultura europea (European Commission, 2023). En paralelo, diferentes estudios sobre la descarbonización del sector pesquero señalan que la optimización de operaciones y rutas, el uso de artes de menor resistencia, la gestión energética y la digitalización pueden generar beneficios relevantes (European Parliament, 2023; DecarbonyT, 2023; Urriondo et al., 2024). En el Mediterráneo, este reto presenta características específicas. La actividad combina SSCF, LSFa, LSFcp, instalaciones acuícolas *offshore*, operaciones auxiliares en tierra y una elevada diversidad de capacidades tecnológicas. Además, muchos operadores trabajan con márgenes ajustados y niveles de digitalización desiguales. Por ello, las soluciones deben ser útiles, comprensibles, escalables y validadas en condiciones reales de operación (GFCM, 2023; STECF, 2024). A este reto se añade otro igualmente importante: una parte significativa del conocimiento, los datos y las soluciones generadas por proyectos previos permanece dispersa, fragmentada o difícil de reutilizar por el sector. DIGI-FISH parte de la necesidad de integrar ese conocimiento, armonizarlo y transformarlo en información interpretable y accesible para los usuarios finales.

El proyecto combina cinco demostradores mediterráneos, un conjunto de tecnologías digitales, un espacio federado de datos y una plataforma colaborativa orientada al usuario final. La digitalización se plantea como un medio para conectar información, interpretar resultados y convertir datos operativos y conocimiento previo en apoyo útil para la toma de decisiones. DIGI-FISH pretende transformar los datos operativos en evidencia útil para la toma de decisiones. El proyecto medirá el comportamiento energético, productivo y ambiental de diferentes operaciones pesqueras y acuícolas, validará las soluciones mediante comparaciones antes-después y entre sistemas equivalentes, y generará recomendaciones sobre rutas, gestión energética, alimentación, artes de pesca y condiciones de operación.

Baseline: punto de partida para la validación

Antes de evaluar cualquier mejora es necesario conocer con precisión el punto de partida. DIGI-FISH establecerá líneas base energéticas, operativas y ambientales que permitan comparar situaciones antes y después de la implementación de las soluciones. Esta referencia común será esencial para interpretar correctamente los resultados, cuantificar mejoras reales y generar evidencia comparable entre pilotos y tecnologías.

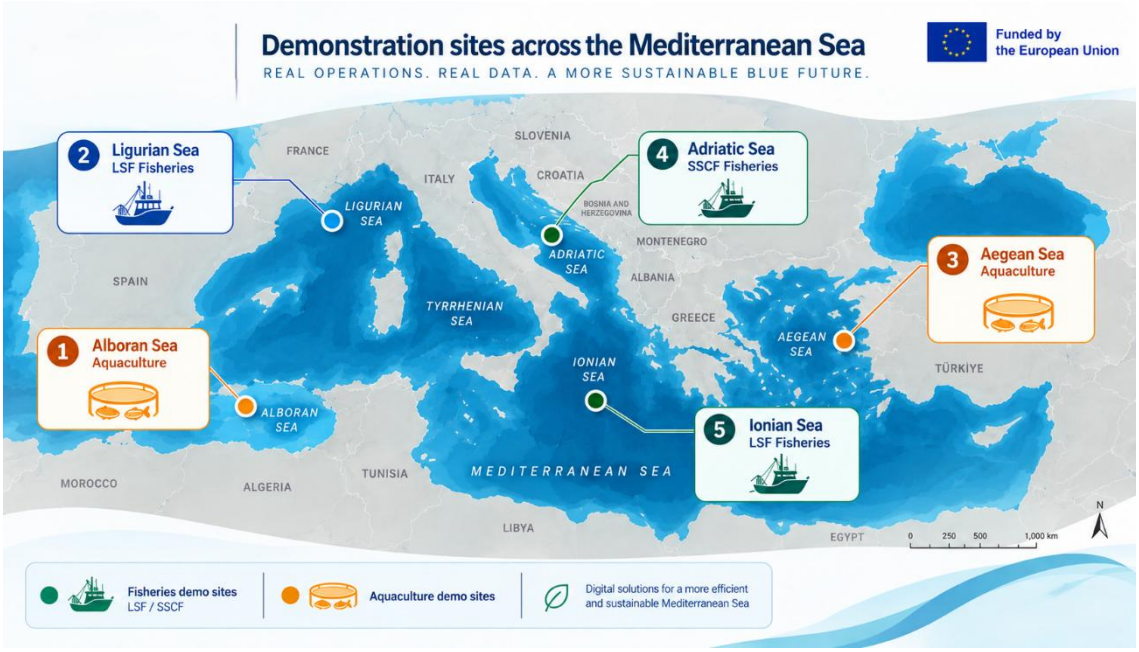


Ilustración 1 Demostradores del Proyecto DIGI-FISH

Un espacio de datos federado para la integración de la información.

El Federated Data Space será la infraestructura común para integrar, armonizar y dar visibilidad a los datos generados por los pilotos, evitando que permanezcan aislados o infrautilizados. Reunirá información procedente de sensores IoT y MRV, AIS, VMS, sistemas de gestión energética, registros operativos y fuentes externas, aplicando principios FAIR, metadatos, identificadores persistentes, vocabularios controlados, APIs seguras y mecanismos de soberanía de datos. Su función no será únicamente almacenar información, sino transformar datos dispersos en conocimiento reutilizable para apoyar decisiones basadas en evidencia. Esto permitirá construir líneas base, comparar resultados entre pilotos, calcular indicadores comunes y alimentar herramientas de inteligencia artificial. Además, facilitará la interoperabilidad con iniciativas como EMODnet, Copernicus Marine, Digital Twin Ocean, DecarbonyT y FISH-X, aumentando la reutilización, visibilidad y valor de los datos más allá de cada demostrador individual.

Una plataforma colaborativa centrada en el usuario para apoyar la toma de decisiones

Uno de los principales retos no es solo disponer de datos, sino hacerlos comprensibles y útiles. Gran parte de la información disponible requiere conocimientos técnicos para su interpretación, tiene poca visibilidad y, en muchos casos, no se traduce en un beneficio claro para los usuarios del sector. La plataforma colaborativa de DIGI-FISH abordará esta brecha mediante un enfoque multi-stakeholder y centrado en el usuario. La plataforma integrará cuadros de mando, módulos de formación, asistentes basados en IA, visualización mediante gemelos digitales, alertas, simuladores de eficiencia y herramientas de apoyo a la decisión. Su objetivo será transformar datos complejos en información accesible y accionable para productores pesqueros y acuícolas, administraciones públicas, comunidad científica y ciudadanía. Para los operadores, facilitará decisiones durante las operaciones sobre rutas, consumo energético, alimentación, artes de pesca y condiciones de trabajo; para el resto de los usuarios, mejorará la visibilidad, interpretación y reutilización de la información generada por el proyecto.

DIGI-FISH también busca conectar sus pilotos, datos y metodologías con otros proyectos e iniciativas europeas. El intercambio de conocimiento, indicadores, buenas prácticas y resultados permitirá evitar duplicidades, aprovechar soluciones ya desarrolladas y facilitar la comparación, validación y futura replicación de tecnologías en distintos contextos pesqueros y acuícolas.

Soluciones digitales para la descarbonización de la pesca.

El valor diferencial de DIGI-FISH para el sector pesquero reside en trasladar la digitalización desde una función principalmente descriptiva hacia una herramienta de decisión y validación operativa. El proyecto no se limitará a registrar consumo de combustible o emisiones, sino que relacionará estos indicadores con condiciones reales de navegación, tipo de arte, estrategia de pesca, demanda de potencia, condiciones meteoceánicas y resultado de la operación. Esto permitirá identificar qué fases concentran las principales ineficiencias y qué cambios tecnológicos u operativos generan mejoras medibles. La metodología partirá del establecimiento de líneas base energéticas, ambientales y operativas para cada tipo de flota. Tras el despliegue de sensores y herramientas digitales, los datos se compararán con los registros de referencia mediante evaluaciones antes-después, comparaciones entre embarcaciones equivalentes y contraste entre valores predichos y observados. La validación tendrá en cuenta la variabilidad estacional y operativa y utilizará indicadores normalizados como consumo por unidad de captura, emisiones por tonelada, coste energético y eficiencia por hora de operación. Este enfoque permitirá generar evidencia comparable sobre el funcionamiento de las soluciones en condiciones mediterráneas reales.

Soluciones para la pesca de pequeña escala (SSCF)

SSCF presenta retos específicos. Aunque el consumo por embarcación puede ser inferior al de los buques LSF, los márgenes económicos suelen ser más reducidos, la capacidad de inversión tecnológica es limitada y la diversidad de artes y estrategias operativas exige soluciones ligeras y adaptadas. DIGI-FISH aborda este segmento mediante un piloto centrado en embarcaciones SSCF que utilizan artes pasivas, como trasmallos, nasas y trampas. El objetivo es validar la integración de IoT, IA y monitorización avanzada para optimizar el consumo de combustible, reducir emisiones y mejorar la eficiencia operativa. La metodología registrará variables como localización, actividad, capturas, consumo de combustible, tiempos de operación y condiciones ambientales. A partir de estos datos se construirán perfiles digitales que permitan analizar cómo se distribuye el consumo entre navegación, búsqueda, operación de pesca y regreso a puerto. En este bloque, ECO-Route tendrá un papel central. La herramienta integrará datos de navegación, información meteoceánica, parámetros operativos y, cuando sea aplicable, información de mercado mediante LONJA 2.0. Su objetivo será ofrecer recomendaciones comprensibles sobre trayectorias, tiempos y condiciones de operación para reducir desplazamientos improductivos, mejorar la seguridad y optimizar el equilibrio entre coste energético y resultado esperado. En embarcaciones de pequeña escala, la utilidad de la herramienta dependerá especialmente de su sencillez, del bajo coste de adquisición de datos y de su capacidad para generar recomendaciones accionables sin aumentar la carga administrativa. El piloto también aportará al espacio de datos información estandarizada sobre consumo, actividad, rutas, capturas y condiciones ambientales, facilitando el cálculo de indicadores de eficiencia energética y la planificación operativa.

Soluciones para la pesca de gran escala (LSFa, Arrastre)

LSFa representa uno de los segmentos más intensivos en consumo energético. La resistencia hidrodinámica, la potencia requerida, la velocidad y duración del arrastre, el tipo de fondo y la profundidad influyen directamente en el consumo de combustible y las emisiones asociadas. DIGI-FISH aborda este reto mediante un piloto basado

en dos buques gemelos. Uno será equipado con un arte semipelágico de baja resistencia, mientras que el otro mantendrá el arrastre convencional como referencia. Esta configuración permitirá comparar consumo, demanda energética, comportamiento del arte, emisiones y posible reducción del contacto con el fondo bajo condiciones operativas comparables. La tecnología central será ECO-Gear, una herramienta de apoyo a la decisión para el *retrofitting* y la optimización de arrastreros. ECO-Gear combinará sensores IoT, sonares de pesca, células de carga, acelerómetros, sensores de velocidad y otros equipos de monitorización con modelos hidroelásticos, metodologías *ship-as-wave-buoy* y algoritmos de optimización. El sistema capturará datos en tiempo real sobre dinámica del arte, cargas, resistencia hidrodinámica, demanda de potencia, consumo de combustible y condiciones del mar. A partir de esta información, los modelos analizarán la operación de las puertas, estrategias de arrastre, velocidad, respuesta del sistema y consumo asociado. La herramienta generará recomendaciones orientadas a mejorar la eficiencia energética, reducir emisiones y apoyar la adopción de artes de menor resistencia. El valor del piloto reside en analizar la relación completa entre buque, arte, mar y operación, no únicamente el consumo del motor.

Soluciones para la pesca de gran escala (LSFcp, Cerco y Palangre)

Por otro lado, LSFcp con propulsión basada en hidrógeno y electricidad representa el componente más avanzado del proyecto en gestión energética embarcada y propulsión alternativa. La tecnología principal será i-EMS, un sistema inteligente de gestión energética basado en inteligencia artificial. El sistema monitorizará la demanda energética asociada a propulsión, navegación y maniobra, integrando datos operativos y meteoceánicos. i-EMS combinará datos de sensores, modelos físicos simplificados, redes neuronales informadas por la física y algoritmos de control predictivo para optimizar la operación bajo condiciones variables. El objetivo no será únicamente registrar consumos, sino apoyar decisiones energéticas en tiempo real. En un buque híbrido de hidrógeno y electricidad, la gestión de las fuentes de energía, el almacenamiento y los perfiles de operación es crítica para maximizar la eficiencia y reducir emisiones. El sistema analizará cuándo y cómo utilizar los diferentes modos energéticos, cómo adaptar la operación a las condiciones ambientales y cómo reducir picos de demanda e ineficiencias. ECO-Route complementará el piloto mediante la optimización de rutas y operaciones, integrando condiciones ambientales, necesidades de pesca, eficiencia energética y seguridad. La herramienta deberá adaptarse a las particularidades del cerco y el palangre, cuyas fases de búsqueda, desplazamiento, maniobra, espera, operación del arte y regreso a puerto presentan perfiles energéticos distintos. La validación permitirá generar evidencia sobre la viabilidad de soluciones híbridas de hidrógeno y electricidad en la pesca mediterránea LSFcp y sobre el papel de la IA en la gestión energética embarcada, además de identificar barreras técnicas, operativas, regulatorias y de infraestructura para su futura escalabilidad.

Descarbonización y digitalización de la acuicultura

DIGI-FISH validará soluciones digitales y energéticas en dos pilotos de acuicultura mediterránea, abordando tanto las operaciones en mar como procesos asociados en tierra. El proyecto desplegará tecnologías para la optimización de la alimentación, la monitorización del comportamiento de los peces, la gestión inteligente de la energía y el apoyo a la toma de decisiones mediante IA, sensores e IoT. Los pilotos permitirán evaluar su contribución a la reducción de pérdidas de pienso, la mejora de la eficiencia productiva y energética y la disminución de emisiones, generando además datos comparables y reutilizables para futuras aplicaciones en el sector acuícola.

Monitorización ambiental y trazabilidad de impacto.

DIGI-FISH incorporará herramientas complementarias para mejorar la medición, interpretación y trazabilidad de los impactos ambientales asociados a las operaciones pesqueras y acuícolas. Por un lado, TOKENCO_2 monitorizará el consumo de energía y combustible, transformándolo en equivalentes de CO_2 y permitiendo asociar reducciones verificadas a mecanismos digitales de trazabilidad mediante contratos inteligentes. Su finalidad será apoyar el reporte de sostenibilidad y explorar posibles incentivos para la adopción de mejoras energéticas, sin que la tokenización implique por sí misma el reconocimiento de créditos de carbono regulados. Por otro lado, el proyecto abordará el ruido submarino generado por buques pesqueros y embarcaciones auxiliares de acuicultura. Se establecerán líneas base y criterios comunes de clasificación acústica por tipo de embarcación y condición de operación, con el objetivo de identificar perfiles de mayor impacto e incorporar esta variable a la evaluación ambiental de los pilotos. Este enfoque permitirá ampliar la evaluación más allá de las emisiones de GHG, integrando indicadores de impacto climático y acústico dentro de un marco común de monitorización y validación.

Evaluación de impactos

DIGI-FISH contribuirá a acelerar la transición digital y energética de la pesca mediterránea mediante la demostración de soluciones tecnológicas en condiciones reales de operación. El proyecto pretende facilitar la adopción de herramientas digitales por parte del sector, promover una gestión más eficiente de los recursos, reducir las emisiones de GHG y mejorar la competitividad y resiliencia de las actividades pesqueras. La evaluación no se limitará al funcionamiento técnico de las herramientas, sino que analizará también su impacto energético, ambiental, económico y operativo. Se considerarán indicadores relacionados con el consumo de combustible, las emisiones equivalentes de CO_2, la eficiencia por hora de operación o unidad de captura, los costes operativos, el contacto del arte con el fondo, el ruido submarino, la aceptación de los usuarios y las barreras de adopción. El proyecto aplicará análisis de ciclo de vida, análisis de costes, evaluación de riesgos y estudios sobre las condiciones regulatorias, económicas, sociales y tecnológicas necesarias para escalar las soluciones. Más allá del desarrollo tecnológico, DIGI-FISH impulsará la colaboración entre administraciones, centros de investigación, empresas y usuarios finales, favoreciendo el intercambio de información, la toma de decisiones basada en datos y la replicación de soluciones en otras flotas mediterráneas. En línea con los objetivos del Pacto Verde Europeo, la Estrategia de Economía Azul Sostenible y el paquete europeo de pesca y océanos, DIGI-FISH aspira a generar evidencias técnicas y metodológicas que faciliten futuras inversiones, apoyen el diseño de políticas públicas y contribuyan a una pesca mediterránea más eficiente, digitalizada y climáticamente neutra.

Conclusiones.

DIGI-FISH plantea una aproximación aplicada, medible y replicable para acelerar la transición digital y energética de la pesca mediterránea. Su principal valor reside en combinar tecnologías digitales con demostraciones en condiciones reales, generando evidencia cuantitativa sobre qué soluciones funcionan, bajo qué condiciones operativas y con qué beneficios energéticos, ambientales y económicos. Actualmente existen numerosas iniciativas, tecnologías y fuentes de información relevantes para el sector pesquero. Sin embargo, gran parte de este conocimiento permanece fragmentado entre diferentes proyectos, espacios de datos y plataformas, con distintos formatos, interfaces y herramientas de visualización. Como consecuencia, el usuario final puede disponer de una gran cantidad de datos sin que estos se traduzcan necesariamente en información accesible o útil para la toma de decisiones, debiendo consultar diferentes sistemas, programas y pantallas para interpretar una misma operación. DIGI-FISH pretende reducir esta fragmentación integrando datos, herramientas y

conocimiento en un entorno común orientado al usuario. El espacio federado de datos permitirá armonizar y conectar información procedente de distintas fuentes, mientras que la plataforma colaborativa actuará como una capa común de acceso, interpretación y visualización. El objetivo no es únicamente disponer de más datos, sino transformar información dispersa en recomendaciones comprensibles y accionables para los operadores. Los resultados se validarán mediante comparaciones antes-después, análisis entre sistemas equivalentes y contraste entre valores observados y predichos. Entre los objetivos del proyecto se encuentran reducciones del consumo de combustible del 15–20 % en SSCF y del 10–15 % por hora de operación en buques LSF, una reducción de las emisiones de CO_2 del 15–20 % y una disminución del 20–25 % del tiempo de contacto del arte de arrastre con el fondo. También se evaluarán los costes, el ruido submarino, la seguridad operativa y las condiciones necesarias para la adopción y escalabilidad de las soluciones. La principal aportación de DIGI-FISH será, por tanto, conectar datos, tecnologías y conocimiento actualmente dispersos y situarlos al servicio del usuario, facilitando una toma de decisiones basada en evidencia y reduciendo la distancia entre la innovación tecnológica y su aplicación efectiva en la pesca mediterránea.

Agradecimientos

This project has received funding from the European Union's Horizon Europe research and innovation programme under grant agreement No GA 101296112.

Views and opinions expressed are those of the author(s) and do not necessarily reflect those of the European Union or the Climate, Infrastructure and Environment Executive Agency – CINEA. Neither the European Union nor the granting authority con be held responsible for them.

Bibliografía

DecarbonyT – Decarbonising the fishing fleet in the Mediterranean and Black Sea. European Climate, Infrastructure and Environment Executive Agency.

European Commission. (2023). *Communication from the Commission on the energy transition of the EU fisheries and aquaculture sector* (COM(2023) 100 final). Directorate-General for Maritime Affairs and Fisheries.

European Parliamentary Research Service. (2023). *Energy transition in the EU fisheries and aquaculture sector* European Parliament.

General Fisheries Commission for the Mediterranean. (2023). *The State of Mediterranean and Black Sea Fisheries 2023*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries. (2024). *The 2024 annual economic report on the EU fishing fleet* (STECF 24-07). Publications Office of the European Union.

Urriondo, Z., Sánchez, A. L., & González, M. (2024). Toward digitalization of fishing vessels to achieve higher environmental and economic sustainability. *Marine Policy.*

Consolidación de la visión artificial aplicada a las pesquerías de Motril

Inmaculada Carrasco Rosado[1], Pablo Lafuente[2], Óscar Rodríguez[2] y Brais Gómez[2]

[1] Organización de Productores Pesqueros de Motril (OPP-85)
[2] Sealab Solutions S.L.

Introducción

La gestión sostenible de los recursos pesqueros requiere disponer de información biológica y pesquera fiable, continua y representativa que permita evaluar la evolución de las poblaciones explotadas y fundamentar la adopción de medidas de gestión. En el Mediterráneo occidental, la merluza europea (*Merluccius merluccius*) constituye una de las especies demersales de mayor interés comercial y, al mismo tiempo, uno de los principales recursos que condicionan las estrategias de gestión pesquera, especialmente en la flota de arrastre.

Los sistemas actuales de recopilación de información se basan principalmente en campañas de muestreo biológico, programas de observadores y registros de desembarque, metodologías que han demostrado su utilidad científica, pero cuya capacidad para generar información continua y de alta resolución espacial y temporal resulta limitada. Paralelamente, los avances experimentados en los últimos años en los ámbitos de la visión artificial y el aprendizaje profundo han abierto nuevas posibilidades para la automatización del reconocimiento de especies, la estimación de parámetros biométricos y la obtención de información objetiva a partir de imágenes.

Sin embargo, la aplicación de estas tecnologías en el ámbito de las pesquerías mediterráneas continúa siendo limitada, principalmente debido a la escasez de bases de datos de imágenes obtenidas en condiciones reales de trabajo y suficientemente representativas para el entrenamiento y validación de modelos de inteligencia artificial. Esta limitación constituye actualmente uno de los principales obstáculos para la transferencia efectiva de estas herramientas al sector pesquero.

Con el objetivo de contribuir a superar esta barrera, la Organización de Productores Pesqueros de Motril (OPP-85), en colaboración con Sealab Solutions, inició en 2025 un proyecto de innovación orientado al desarrollo de un sistema de visión artificial aplicado al análisis automatizado de las capturas desembarcadas en la lonja de Motril. El proyecto persigue generar una base de datos específica para las principales especies comerciales de la zona, desarrollar modelos de reconocimiento automático y evaluar el potencial de esta tecnología como herramienta de apoyo a la investigación científica y a la gestión pesquera.

Metodología

El proyecto se ha desarrollado en la lonja pesquera de Motril (Granada), donde se ha diseñado e implantado un sistema de adquisición automática de imágenes orientado a la caracterización de las capturas desembarcadas. La instalación se realizó sobre la línea de manipulación del pescado, de forma que cada lote pudiera ser registrado en condiciones reales de operación, sin interferir en el funcionamiento habitual de la lonja.

El sistema está compuesto por un conjunto de cámaras de alta resolución, elementos de iluminación controlada

y un sistema de procesamiento de imágenes desarrollado específicamente para este proyecto. Durante la fase inicial se realizaron diferentes ajustes en la posición de las cámaras, parámetros de captura, condiciones de iluminación y calibración del sistema, con el objetivo de maximizar la calidad y homogeneidad de las imágenes obtenidas.

Las imágenes adquiridas fueron sometidas a un proceso de selección y etiquetado manual, identificando las especies presentes y generando una base de datos destinada al entrenamiento de modelos de visión artificial. En esta primera fase, el trabajo se ha centrado principalmente en dos especies de elevado interés para la pesquería mediterránea: la merluza europea (*Merluccius merluccius*) y la quisquilla de Motril (*Plesionika edwardsii*). El proceso de anotación constituye un paso fundamental para garantizar la calidad del conjunto de datos y el posterior rendimiento de los algoritmos de aprendizaje.

Una vez generada la base de datos, se inició el entrenamiento de modelos de visión artificial basados en técnicas de aprendizaje profundo (*Deep Learning*), cuyo objetivo es automatizar la detección e identificación de las especies presentes en cada imagen y servir como base para el desarrollo futuro de algoritmos orientados a la estimación de tallas, cuantificación de capturas y generación de indicadores de interés científico.

Resultados y discusión

Durante las dos primeras anualidades del proyecto se ha completado la implantación del sistema de adquisición de imágenes en la lonja de Motril, desarrollando una infraestructura estable capaz de operar en condiciones reales de trabajo sin interferir en la actividad habitual de comercialización. La experiencia adquirida durante esta fase ha permitido optimizar aspectos relacionados con la ubicación de las cámaras, las condiciones de iluminación, los parámetros de captura y el procesamiento inicial de las imágenes, mejorando progresivamente la calidad del conjunto de datos obtenido.

Como resultado de este proceso se ha generado una base de datos específica para especies de interés comercial del Mediterráneo occidental, centrada inicialmente en la merluza europea (*Merluccius merluccius*) y la quisquilla de Motril (*Plesionika edwardsii*). La obtención de este conjunto de imágenes constituye uno de los principales avances del proyecto, ya que actualmente existe una disponibilidad muy limitada de bases de datos públicas obtenidas en condiciones reales de lonja para el entrenamiento de modelos de visión artificial aplicados a las pesquerías mediterráneas.

En la actualidad, el proyecto se encuentra en la fase de entrenamiento y validación de los modelos de visión artificial. El incremento progresivo del número y la diversidad de imágenes disponibles está permitiendo mejorar la capacidad de generalización de los algoritmos, aspecto fundamental para garantizar su futura aplicación operativa. La experiencia obtenida confirma que la generación de datos representa uno de los principales retos de este tipo de desarrollos y pone de manifiesto que la calidad y representatividad del conjunto de entrenamiento condicionan de forma decisiva el rendimiento de los modelos.

Desde el punto de vista científico, los resultados obtenidos hasta la fecha permiten considerar la lonja como un entorno especialmente adecuado para la generación sistemática de información pesquera. La continuidad temporal de los desembarques, unida a la automatización del proceso de adquisición de imágenes, abre nuevas posibilidades para complementar los sistemas tradicionales de muestreo y desarrollar indicadores objetivos

sobre composición específica, distribución de tallas y evolución de las capturas. En este sentido, el proyecto constituye un primer paso hacia la creación de una red de observación basada en visión artificial que pueda extenderse a otras lonjas del Mediterráneo y contribuir a mejorar el conocimiento científico y la gestión sostenible de las pesquerías.

Conclusiones

El proyecto desarrollado en la lonja de Motril demuestra la viabilidad técnica de implantar sistemas de visión artificial en condiciones reales de operación, integrando la adquisición automatizada de imágenes en el proceso habitual de comercialización sin interferir en el funcionamiento de la lonja.

La principal aportación de esta primera fase ha sido la generación de una base de datos específica para especies de interés pesquero del Mediterráneo occidental, elemento imprescindible para el desarrollo y entrenamiento de modelos de visión artificial. La experiencia obtenida pone de manifiesto que la disponibilidad de datos de calidad constituye uno de los principales retos para la aplicación de estas tecnologías en el ámbito pesquero.

El entrenamiento actualmente en curso permitirá, en fases posteriores, desarrollar herramientas capaces de automatizar la identificación de especies y la obtención de parámetros biométricos de interés, generando información objetiva que complemente los sistemas tradicionales de seguimiento de las pesquerías.

Finalmente, el proyecto establece las bases para una futura red de observación basada en visión artificial en las lonjas del Mediterráneo. La colaboración entre el sector pesquero, las empresas tecnológicas y los organismos científicos permitirá avanzar hacia sistemas de monitorización más continuos, homogéneos y representativos, contribuyendo a mejorar el conocimiento científico y a proporcionar un mayor soporte a la gestión sostenible de los recursos pesqueros.

La metodología desarrollada presenta un elevado potencial de transferencia a otras lonjas mediterráneas, constituyendo una base sólida para futuros proyectos colaborativos de ámbito nacional y europeo orientados a la digitalización de las pesquerías y a la obtención de información científica mediante tecnologías de visión artificial.

Bibliografía

European Commission. (2019). Regulation (EU) 2019/1022 of the European Parliament and of the Council establishing a multiannual plan for the fisheries exploiting demersal stocks in the western Mediterranean Sea. *Official Journal of the European Union*, L172, 1–17.

Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2024). *The State of Mediterranean and Black Sea Fisheries 2024 (SoMFi 2024).* Rome: FAO.

General Fisheries Commission for the Mediterranean. (2024). *The State of Mediterranean and Black Sea Fisheries 2024.* Rome.

Goodfellow, I., Bengio, Y., & Courville, A. (2016). *Deep Learning.* MIT Press.

He, K., Gkioxari, G., Dollár, P., & Girshick, R. (2017). Mask R-CNN. In *Proceedings of the IEEE International Conference on Computer Vision (ICCV)*, 2961–2969.

Jocher, G., Chaurasia, A., & Qiu, J. (2024). *Ultralytics YOLO11*. Ultralytics. Retrieved from https://docs.ultralytics.com

Redmon, J., Divvala, S., Girshick, R., & Farhadi, A. (2016). You Only Look Once: Unified, Real-Time Object Detection. In *Proceedings of the IEEE Conference on Computer Vision and Pattern Recognition (CVPR),* 779–788.

Ren, S., He, K., Girshick, R., & Sun, J. (2015). Faster R-CNN: Towards Real-Time Object Detection with Region Proposal Networks. *Advances in Neural Information Processing Systems (NeurIPS)*.

La pesca artesanal en un ecosistema sometido a múltiples presiones: una aproximación espacial para avanzar hacia una gestión ecosistémica

María Trujillo, María Dolores Belando, Antonio Punzón
Grupo de Presiones Acumuladas, HUMUH, Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC)

Los hábitats marinos frente a múltiples presiones

El medio marino constituye un sistema compartido en el que coinciden usos costeros, navegación, pesca, acuicultura, turismo, fondeo, infraestructuras portuarias y aportes procedentes de tierra, entre muchas otras actividades antrópicas. Cada actividad puede generar una o varias presiones y estas pueden actuar al mismo tiempo sobre un mismo hábitat. Sus efectos pueden sumarse, reforzarse o compensarse parcialmente, de modo que el estado ecológico rara vez responde a un único factor. Los trabajos de evaluación acumulada a escala global ya mostraron la necesidad de representar conjuntamente los impulsores humanos y la vulnerabilidad de los ecosistemas para comprender la distribución espacial de los impactos (Halpern et al., 2008).

La Directiva Marco sobre la Estrategia Marina sitúa esta perspectiva en el centro de la política marina europea al exigir un enfoque ecosistémico para mantener o alcanzar el buen estado ambiental (Parlamento Europeo y Consejo, 2008). Desde esta perspectiva, gestionar una actividad no consiste únicamente en delimitar dónde ocurre. También exige determinar qué presión produce, cómo se propaga, durante cuánto tiempo actúa y qué componentes ecológicos quedan expuestos.

La exposición por sí sola tampoco determina la respuesta. Una presión de intensidad semejante puede producir efectos distintos sobre hábitats con diferente estructura, funcionamiento o capacidad de recuperación. El análisis debe considerar, por tanto, la magnitud y la distribución de la presión junto con la sensibilidad del receptor. Esta distinción resulta esencial para evitar que la simple superposición de capas se interprete como evidencia directa de deterioro.

De las actividades al estado ecológico

El marco propuesto organiza la evaluación en una cadena lógica: actividad, presión, hábitat expuesto y estado ecológico. La actividad describe dónde y cuándo se desarrolla un uso humano. La presión representa el

mecanismo mediante el cual esa actividad puede alterar el medio. El hábitat expuesto incorpora tanto su distribución como su sensibilidad. Finalmente, el estado recoge la respuesta ecológica medida mediante indicadores. La gestión interviene principalmente sobre las actividades o sobre las presiones para evitar o reducir efectos adversos y mantener o recuperar el buen estado.



Figura 1. Marco conceptual que conecta las actividades humanas, las presiones generadas, el hábitat expuesto y la respuesta ecológica observada. Elaboración propia.

Esta secuencia ayuda a diferenciar conceptos que con frecuencia se confunden. La presencia de una actividad no informa automáticamente sobre la magnitud de su presión. La coincidencia espacial con un hábitat indica exposición potencial, pero todavía no permite conocer la intensidad del efecto. El riesgo surge al combinar la exposición con la sensibilidad del receptor, mientras que el impacto requiere observar una respuesta ecológica y demostrar que mantiene una relación consistente con la presión considerada.

La información espacial como primera aproximación

La pesca artesanal ofrece un ejemplo útil para aplicar este razonamiento. Se trata de una actividad diversa, compuesta por embarcaciones que utilizan artes diferentes y distribuyen su esfuerzo de forma heterogénea. Representar toda la actividad mediante una única capa puede ocultar diferencias relevantes. Las trampas, los artes de enmalle y otros métiers presentan huellas espaciales distintas y, por tanto, no deben suponerse equivalentes desde el punto de vista de la exposición o de la posible interacción con los hábitats.

La información obtenida mediante encuestas a la flota permite georreferenciar caladeros y organizar el esfuerzo por arte en una cuadrícula común. Esta representación no constituye todavía una medida completa de presión ecológica, pero permite describir la ocupación relativa del espacio, comparar artes y reconocer áreas donde confluyen varios componentes de la actividad. La agregación del esfuerzo de los diferentes artes proporciona una huella espacial más completa, siempre que se conserve la información desagregada necesaria para interpretar qué actividad origina cada patrón.

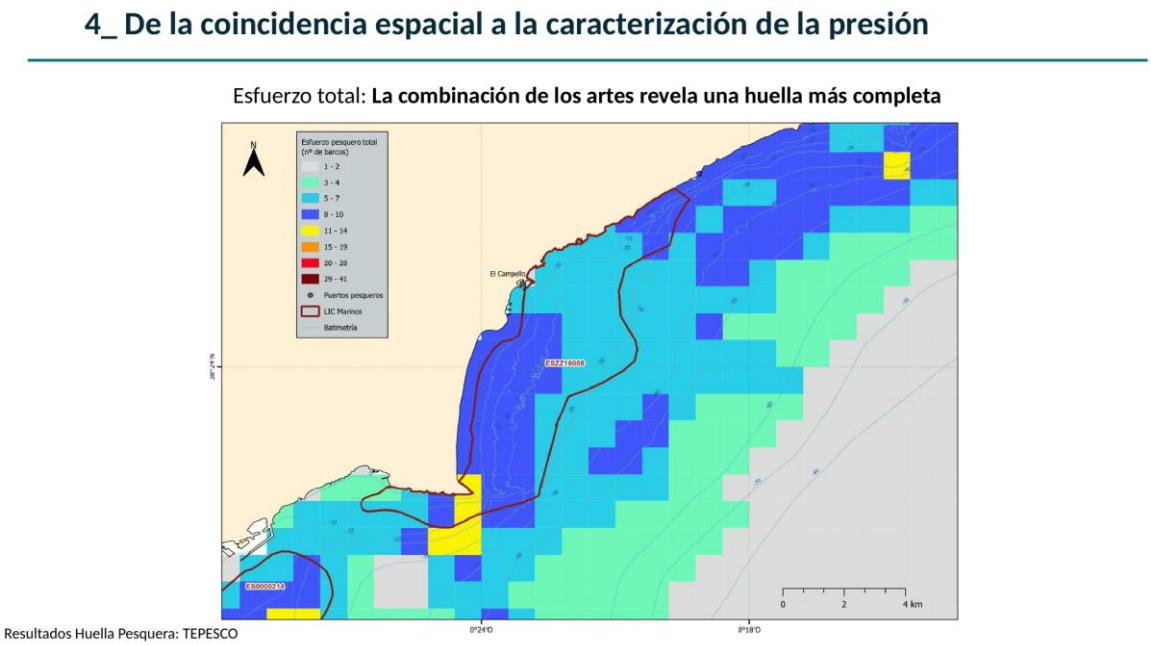


Figura 2. Ejemplo de distribución espacial del esfuerzo pesquero total en el entorno del LIC ESZZ16008 Cabo de les Hortes/Cabo de las Huertas. La combinación de artes muestra una huella más completa que el análisis de un solo arte. Fuente de datos: resultados de Huella Pesquera, TEPESCO.

Cuando el esfuerzo relativo por arte se combina con una matriz de sensibilidad del tipo de hábitat bentónico puede estimarse un riesgo potencial. El resultado identifica lugares donde una interacción podría ser relevante y aporta una base objetiva para priorizar el seguimiento. Su interpretación debe ser prudente: una categoría alta de riesgo no confirma deterioro, del mismo modo que una categoría baja no garantiza por sí sola el buen estado. El mapa indica dónde mirar, no qué efecto se ha producido.

De la coincidencia espacial a la caracterización de la presión

Para relacionar una actividad con el estado de un hábitat se necesitan cuatro elementos. El primero es una presión caracterizada mediante variables que representen su magnitud y su comportamiento espacial y temporal. El segundo es un receptor ecológico concreto. El tercero consiste en seleccionar indicadores observables y medibles de su estado. El cuarto es contrastar la relación entre la presión y esos indicadores mediante datos ecológicos.

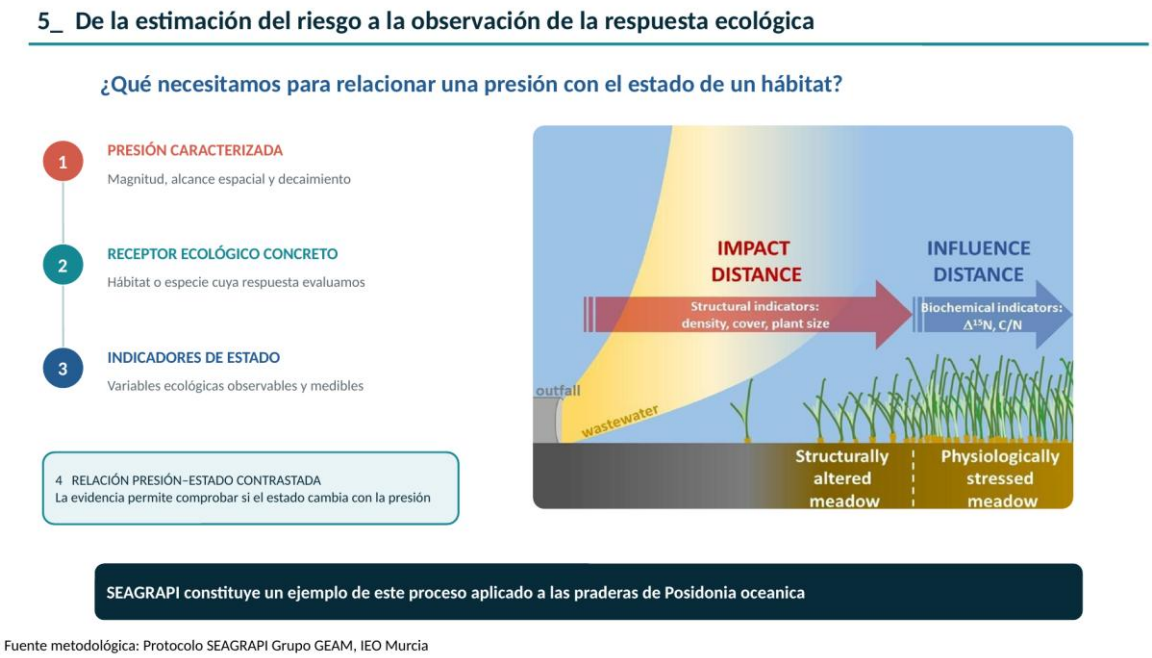


Figura 3. Elementos necesarios para avanzar desde una estimación espacial del riesgo hasta el contraste de la respuesta ecológica: presión caracterizada, receptor concreto, indicadores de estado y relación presión-estado. El esquema de la derecha ilustra cómo distintos indicadores pueden responder a diferentes distancias de una fuente de presión. Adaptado del protocolo metodológico del Grupo GEAM, IEO-CSIC.

La caracterización no puede ser idéntica para todas las presiones. Algunas se originan en una fuente localizada y disminuyen con la distancia; otras actúan directamente dentro del área donde se desarrolla la actividad. La representación espacial debe reflejar el mecanismo ecológico correspondiente. Aplicar de manera automática el mismo buffer o la misma función de decaimiento a actividades distintas generaría una precisión cartográfica aparente sin una base ecológica equivalente.

En el caso de la pesca artesanal, avanzar desde el esfuerzo hasta una presión ecológicamente interpretable requiere considerar el arte empleado, la intensidad de uso, la extensión afectada y la repetición temporal. También es necesario conocer el mecanismo de interacción con cada hábitat y disponer de indicadores capaces de detectar una respuesta. Por esta razón, la información espacial disponible debe utilizarse actualmente para formular hipótesis, orientar muestreos y apoyar la priorización, sin convertir automáticamente el riesgo potencial en una estimación de impacto.

El LIC Cabo de las Huertas como caso de reflexión

El LIC ESZZ16008 Cabo de les Hortes, denominado aquí Cabo de las Huertas, permite trasladar el marco metodológico a un espacio marino concreto. La gestión de este LIC requiere conocer qué actividades se desarrollan en su entorno, qué presiones pueden generar, cuál es su magnitud y alcance y qué hábitats pueden quedar expuestos. Para ello resulta necesario reunir y analizar de forma conjunta la información disponible sobre las presiones relevantes, sin asumir de antemano cuáles determinan el estado del ecosistema.

La cartografía de las actividades constituye un primer nivel de información, pero no permite por sí sola evaluar sus efectos. El análisis debe avanzar desde la localización de cada actividad hasta la caracterización de la presión

asociada y considerar su distribución espacial, su intensidad y su comportamiento temporal. Del mismo modo, la presencia de un hábitat dentro del área potencialmente expuesta no demuestra que exista una alteración ecológica.

Para evaluar el LIC con mayor certeza es imprescindible completar esta información con indicadores que describan la respuesta de los hábitats y contrastar las relaciones entre presión y estado. La consideración conjunta de las presiones relevantes, los receptores ecológicos y sus respuestas permitirá construir un diagnóstico más sólido, orientar las medidas de gestión y avanzar con mayor fundamento hacia el mantenimiento o la consecución del buen estado ambiental.

Implicaciones para la gestión ecosistémica

Una gestión ecosistémica eficaz necesita combinar dos capacidades. La primera es cartografiar las actividades y describir las presiones con una resolución espacial y temporal adecuada. La segunda es observar la respuesta de los ecosistemas mediante indicadores vinculados a los mecanismos de presión. La conexión entre ambas capacidades permite distinguir zonas de exposición, áreas de riesgo y lugares donde existe evidencia de impacto.

Esta diferenciación también mejora la toma de decisiones. Los mapas de actividad ayudan a ordenar usos y detectar concurrencias espaciales. Los mapas de riesgo permiten priorizar vigilancia, investigación o seguimiento. La evidencia presión-estado aporta la base necesaria para valorar medidas específicas. Cada producto responde a una pregunta distinta y debe comunicarse con su incertidumbre asociada.

La pesca artesanal puede incorporarse progresivamente a este marco mediante indicadores específicos por arte y hábitat. El objetivo no consiste en forzar su equivalencia con otras presiones, sino en construir una caracterización propia que respete su diversidad operativa y los mecanismos ecológicos implicados. Este avance permitirá evaluar su contribución dentro de un contexto acumulado sin perder la trazabilidad entre actividad, presión y respuesta.

Conclusiones

Los hábitats marinos reciben múltiples presiones de forma simultánea y su estado no puede interpretarse mediante el análisis aislado de una sola actividad.

La respuesta ecológica depende de la exposición y de la sensibilidad del receptor. Por ello, una misma presión puede generar respuestas distintas entre hábitats.

La coincidencia espacial permite localizar interacciones potenciales y orientar el seguimiento, pero no demuestra un impacto observado ni permite atribuir causalidad.

La gestión ecosistémica requiere conectar actividades, presiones, hábitats y estado mediante relaciones contrastadas con indicadores ecológicos.

La información espacial sobre pesca artesanal ya permite describir huellas por arte y estimar riesgo potencial. El siguiente paso consiste en caracterizar su presión específica y contrastar la respuesta de los hábitats.

La evaluación de presiones acumuladas debe incorporar progresivamente la mejor información disponible sobre las presiones relevantes y sobre la respuesta de los hábitats, con el fin de aumentar la certeza del diagnóstico y apoyar la consecución del buen estado ambiental.

Bibliografía

Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J. F., Casey, K. S., Ebert, C., Fox, H. E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H. S., Madin, E. M. P., Perry, M. T., Selig, E. R., Spalding, M.,

Steneck, R. & Watson, R. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319(5865), 948-952. https://doi.org/10.1126/science.1149345

Parlamento Europeo y Consejo de la Unión Europea (2008). *Directiva 2008/56/CE, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino*. Diario Oficial de la Unión Europea, L 164, 19-40.

Romero, J., Martínez-Crego, B., Alcoverro, T. & Pérez, M. (2007). A multivariate index based on the seagrass Posidonia oceanica (POMI) to assess ecological status of coastal waters under the Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 55(1-6), 196-204. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.032

IEO-CSIC. (2026). *Resultados del análisis espacial de Huella Pesquera del proyecto TEPESCO*. Material técnico utilizado en la presentación del Foro de Pesca del Mediterráneo, Motril, septiembre de 2026.

Grupo GEAM, & IEO-CSIC. *Protocolo metodológico SEAGRAPI para la caracterización espacial de presiones y su relación con praderas de Posidonia oceánica*. Documento técnico.

Herramientas de monitoreo, mitigación del bycatch bentónico y restauración de hábitats marinos en espacios Natura 2000

Del proyecto Mar de Gades a la gestión adaptativa del LIC Estrecho Occidental

Jorge Sáez Jiménez[1], Celia García Funes[1], Pablo Silva Torres[1], Nicolás Fernández Muñoz[2], Ignacio Ruiz-Jarabo de la Rocha[3] , Luis Silva Caparro[4]

[1] Sociedad para el Desarrollo de las Comunidades Costeras (SOLDECOCOS)

[2] Organización de Productores Pesqueros Artesanales de la Lonja de Conil (OPP72)

[3] Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía (ICMAN-CSIC)

[4]Centro Oceanográfico de Cádiz (IEO-CSIC)

1. Introducción

La conservación de los hábitats bentónicos en espacios marinos de la Red Natura 2000 exige pasar de diagnósticos generales a sistemas de seguimiento capaces de describir dónde, cuándo y bajo qué condiciones se producen las interacciones entre la actividad pesquera y los componentes más vulnerables del ecosistema. Este reto resulta especialmente relevante en caladeros artesanales en activo, donde las medidas de conservación deben compatibilizarse con la continuidad de una actividad pesquera de pequeña escala estrechamente ligada al territorio.

En Conil de la Frontera, este proceso se ha construido de forma progresiva. Los trabajos de caracterización desarrollados desde el proyecto Mar de Gades generaron una base espacial y ecológica mediante batimetría, análisis SIG, clasificación de sustratos, videografía mediante ROV, reconocimientos por buceo científico y observaciones biológicas georreferenciadas. Esta información permitió identificar la distribución de hábitats, biocenosis y especies clave, y aportó una base de conocimiento que años después resultó coherente con la

declaración del LIC Estrecho Occidental (ESZZ12004).

La cartografía bionómica mostró una elevada riqueza del área, destacando el hábitat 1170 – Arrecifes y las comunidades coralígenas asociadas. La documentación técnica recoge 70 especies pertenecientes a siete filos, con una representación especialmente elevada de poríferos y antozoos, además de la presencia de gorgonias y corales de especial interés para la conservación. Esta línea base permitió formular una pregunta de gestión de mayor alcance: no solo dónde se localizan los hábitats sensibles, sino cómo interaccionan con las distintas modalidades de pesca artesanal que operan sobre ellos.

A partir de 2024, la iniciativa Casa de los Ramos y las Santamarías incorporó la recuperación del bycatch bentónico como una herramienta de conservación activa. Las colonias de gorgonias, corales y otros organismos estructurantes capturados accidentalmente dejaron de considerarse exclusivamente como un impacto no sistematizado y comenzaron a registrarse, estabilizarse y, cuando su viabilidad lo permitía, prepararse para su devolución al medio. En 2025 se amplió el alcance taxonómico y se consolidaron los protocolos de supervivencia y restauración, generando las condiciones necesarias para avanzar en 2026 hacia una fase centrada en la cuantificación de la interacción pesca–hábitat.

La comunicación presenta esa evolución metodológica y propone un marco integrado para transformar la información obtenida a bordo en conocimiento aplicable a la gestión adaptativa del LIC. El planteamiento no persigue comparar de forma prematura artes con un tamaño muestral todavía limitado, sino establecer un diseño replicable que permita estudiar de manera separada cada aparejo, normalizar su esfuerzo y, posteriormente, estimar patrones espaciales y temporales de interacción y recuperabilidad.

2. Evolución del programa: de la cartografía a la gestión adaptativa

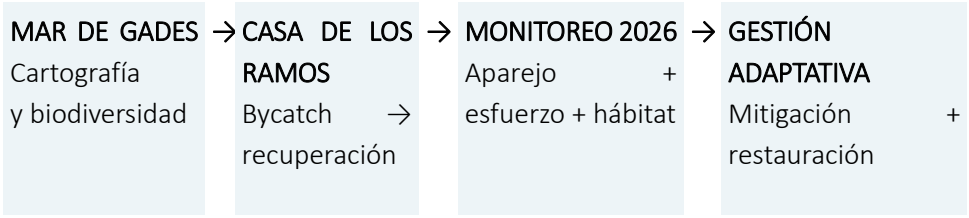
El desarrollo del programa puede entenderse como una secuencia de acumulación de conocimiento en la que cada fase responde a una necesidad distinta de gestión. La cartografía inicial permitió conocer el fondo; la restauración permitió demostrar que una parte del bycatch podía mantenerse viable; el monitoreo a bordo permite ahora relacionar ese bycatch con operaciones de pesca concretas; y el análisis espacial posterior deberá traducir la evidencia acumulada en medidas diferenciadas de prevención, mitigación y restauración.

Tabla 1. Evolución funcional del programa de trabajo en Conil.

Fase	Periodo	Función principal	Resultado para la gestión
Línea base	2017–2023	Cartografía bionómica, biodiversidad, esfuerzo pesquero y delimitación de valores naturales.	Conocimiento espacial de hábitats y especies; soporte técnico para la planificación del LIC.
Restauración piloto	2024	Recuperación, estabilización y reintroducción de gorgonias procedentes del bycatch.	Demostración de la viabilidad operativa de recuperar organismos estructurantes.
Consolidación	2025	Ampliación taxonómica,	Protocolos de manejo y

		mejora del sistema de supervivencia y seguimiento del bycatch.	restauración; base para un seguimiento sistemático.
Monitoreo por aparejo	2026	Estudio separado de ocho aparejos específicos de enmalle y palangre de fondo. Inicio con trasmallo y piquera.	Cuantificación de interacción, análisis de riesgo y generación de medidas espacialmente explícitas.

Figura 1. Secuencia conceptual del sistema integrado propuesto.



3. Objetivos

El objetivo general es describir y evaluar el desarrollo progresivo de un sistema integrado de monitoreo, mitigación del bycatch bentónico y restauración de hábitats marinos aplicado a la pesca artesanal de Conil, y analizar su utilidad como herramienta para la futura gestión adaptativa del LIC Estrecho Occidental.

De este objetivo general se derivan los siguientes objetivos específicos:

Integrar la cartografía bionómica y el conocimiento de los hábitats 1170 con información espacial y operativa de la actividad pesquera.

Caracterizar de forma separada la interacción de ocho aparejos específicos de enmalle y palangre de fondo con los organismos bentónicos estructurantes, evitando agrupar modalidades con distinta configuración y comportamiento operativo.

Cuantificar la frecuencia e intensidad de las capturas accidentales y evaluar el estado, la vitalidad y la capacidad de recuperación de los organismos afectados.

Relacionar la interacción con variables de esfuerzo, profundidad, hábitat, complejidad del fondo, localización y condiciones ambientales.

Identificar patrones espaciales de interacción y áreas potenciales para prevención, mitigación, seguimiento o restauración.

Generar información técnica que pueda contribuir a la definición de medidas del futuro Plan de Gestión asociado a la evolución del LIC Estrecho Occidental hacia su régimen de conservación como ZEC.

4. Material y métodos

4.1. Área de estudio y línea base ambiental

El área de estudio comprende los caladeros tradicionales de la flota artesanal con base en Conil de la Frontera incluidos total o parcialmente en el LIC Estrecho Occidental (ESZZ12004). La línea base se apoya en la cartografía bionómica y en la caracterización de biodiversidad desarrolladas en trabajos previos, que permiten reconocer la distribución de sustratos rocosos, fondos coralígenos, campos de gorgonias y otros hábitats de interés pesquero.

Esta base espacial se utiliza como referencia para interpretar las capturas accidentales registradas durante las

operaciones de pesca. De este modo, la posición de cada lance puede relacionarse con el tipo de fondo, la complejidad estructural y la presencia potencial de hábitats 1170, evitando analizar el bycatch de forma aislada de su contexto ecológico.

4.2. Programa de recuperación y restauración 2024–2025

La Casa de los Ramos y las Santamarías funciona como centro de recepción, estabilización y evaluación de organismos bentónicos capturados accidentalmente. Los ejemplares viables se mantienen en sistemas de agua marina adaptados al mantenimiento individualizado, reduciendo el estrés y permitiendo evaluar su estado antes de una eventual reintroducción.

Durante 2024 el programa se centró especialmente en gorgonias y demostró la viabilidad de recuperar y reintroducir colonias procedentes de artes menores. El informe de ese ejercicio registró 47 colonias recuperadas y describió una elevada supervivencia de los ejemplares sometidos al protocolo. En 2025 se consolidó el seguimiento y se amplió el alcance a otros taxones, incluyendo experiencias de recuperación de corales duros como *Dendrophyllia ramea*. Esta fase proporcionó la infraestructura, la experiencia de manejo y los criterios de viabilidad necesarios para el programa de monitoreo de 2026.

4.3. Diseño de monitoreo específico por aparejo en 2026

El diseño 2026 se basa en un principio metodológico central: cada aparejo debe analizarse de forma separada. El programa completo contempla ocho aparejos específicos pertenecientes a las familias de enmalle y palangre de fondo, de manera que las diferencias en configuración, comportamiento sobre el fondo, duración de la operación y esfuerzo no queden ocultas por agregaciones demasiado amplias.

La fase piloto se ha iniciado con los dos primeros aparejos recogidos en las campañas disponibles, trasmallo y piquera. Los seis aparejos restantes se incorporarán secuencialmente aplicando el mismo esquema de registro y control de calidad. Este diseño permite obtener primero resultados descriptivos por modalidad y, cuando exista un tamaño muestral suficiente, realizar comparaciones entre aparejos y estimar patrones de interacción con mayor robustez.

La unidad básica de información es la operación o lance. Para cada lance se registra un identificador único que permite relacionar la información operativa, el resumen del bycatch y los registros individuales de los organismos afectados. La normalización del esfuerzo deberá adaptarse a las características de cada aparejo específico, evitando aplicar una única unidad de esfuerzo a modalidades técnicamente diferentes.

4.4. Variables registradas durante el monitoreo

Para cada operación o lance se registraron las siguientes variables, con el fin de caracterizar la actividad pesquera, el esfuerzo asociado y las condiciones en las que se desarrolló la operación:

fecha, observador, puerto, embarcación y patrón;
tipo de aparejo y características descriptivas relevantes;
hora de calado, de virado y tiempo de calado;
coordenadas geográficas de inicio y fin del lance;
profundidad mínima y máxima;
hábitat dominante y complejidad estructural del fondo;
condiciones ambientales asociadas a la operación, incluyendo viento, oleaje y fase de marea.

especies objetivo y peso de la captura;
presencia o ausencia de interacción con organismos bentónicos sensibles

Así mismo, cuando se registraron capturas accidentales de organismos bentónicos, se recogieron variables relativas a los ejemplares afectados:
número de taxones y ejemplares capturados
destino de los ejemplares: liberados desde la embarcación, seleccionados para recuperación o muertos;
registro fotográfico, vídeo de apoyo, cuando estuvo disponible, y observaciones operativas;
presencia de *Rugulopteryx okamurae* como variable complementaria.

Esta información permite caracterizar espacial y temporalmente cada operación y proporciona las variables de esfuerzo, contexto ambiental e interacciones necesarias para el posterior análisis de frecuencia e intensidad de caza accidental y su relación con el aparejo, las características de la operación y las condiciones ambientales.

4.5. Registro y manejo del bycatch bentónico

Durante el virado del arte se registró la presencia de organismos bentónicos capturados accidentalmente y cada ejemplar se asignó a la operación correspondiente con un identificador único. Los organismos potencialmente viables seleccionados para su recuperación se mantuvieron separados por operación en recipientes con agua de mar, permaneciendo sumergidos y protegidos de la exposición solar durante su permanencia a bordo y posterior transporte a las instalaciones de la Casa de los Ramos. Los recipientes se ubicaron en zonas de la embarcación que no interfiriesen con el desarrollo de las operaciones pesqueras. Los ejemplares que permanecían adheridos a una porción completa y estable de sustrato fueron liberados directamente desde la embarcación, minimizando el tiempo de manipulación.

En el laboratorio húmedo se realizó para cada ejemplar una identificación taxonómica preliminar al nivel más preciso posible, biometría y registro fotográfico estandarizado mediante un identificador único. Asimismo, se evaluó su estado de conservación mediante indicadores de afectación, incluyendo la presencia y extensión de necrosis, epibiosis y parasitismo, y se registró su condición como colonia, fragmento o ejemplar asociado a sustrato. Las identificaciones taxonómicas se consideraron provisionales, a la espera de su posterior revisión por personal experto cuando sea posible. Los ejemplares considerados viables fueron estabilizados en el sistema de recuperación, mientras que los ejemplares muertos o considerados no viables fueron documentados antes de su descarte.

Este procedimiento permite incorporar al registro de la presencia e intensidad del bycatch información relativa al estado y la recuperabilidad de los organismos afectados, manteniendo la trazabilidad individual de los ejemplares durante su estabilización y seguimiento en acuario, así como tras su reintroducción en el medio cuando sea posible, permitiendo evaluar la evolución de su estado a lo largo de las distintas fases del proceso de recuperación. El marco de análisis propuesto sigue la secuencia interacción → estado/daño observado → recuperabilidad → supervivencia → potencial de restauración, permitiendo diferenciar la ocurrencia y magnitud de las capturas accidentales del estado de los organismos y de su potencial para ser recuperados y utilizados posteriormente en actuaciones de restauración.

4.6. Variables ambientales y condiciones de operación

Las condiciones ambientales asociadas a cada operación se caracterizaron mediante información de viento y oleaje procedente de los puntos SIMAR de Puertos del Estado más próximos al área de estudio, complementada con información sobre la fase de marea correspondiente a cada lance. Para las variables continuas, los valores correspondientes a los periodos de calado y virado se estimaron a partir de los registros temporales disponibles y se obtuvieron valores representativos de las condiciones existentes durante cada operación.

Debido al carácter circular de la dirección del viento, esta variable se trató mediante métodos de estadística circular, evitando los errores que produciría el cálculo de una media aritmética convencional en torno a la discontinuidad entre 0° y 360°. Para facilitar su interpretación, las direcciones obtenidas se expresaron adicionalmente mediante sectores cardinales.

La incorporación de estas variables permitirá explorar, conforme aumente el tamaño muestral, la posible relación entre las condiciones meteorológicas y la ocurrencia e intensidad del bycatch, así como con el estado y la recuperabilidad de los organismos afectados. Estos efectos deberán analizarse conjuntamente con otras variables potencialmente explicativas, como el tipo de aparejo, el esfuerzo pesquero, la profundidad, la localización y las características del hábitat.

4.7. Gestión de datos y marco analítico

La información se organiza en una base de datos estructurada en cinco tablas mediante un identificador único de operación: operaciones pesqueras, resumen de bycatch bentónico, resumen de elasmobranquios, registros individuales de bentos y registros individuales de elasmobranquios. Los registros individuales disponen de un identificador específico para cada ejemplar, permitiendo mantener su trazabilidad desde la operación de captura hasta las posteriores fases de recuperación y seguimiento. Para esta comunicación, el análisis se centra en el componente bentónico.

El marco analítico se plantea de forma escalonada. En la fase inicial se utilizarán indicadores descriptivos de frecuencia de interacción, número de taxones y de organismos afectados por operación, así como su estado y destino. Conforme aumente la cobertura temporal y espacial de muestreo, y la cobertura de los diferentes aparejos y embarcaciones, será posible incorporar la estandarización del esfuerzo pesquero por aparejo, analizar y tratar de identificar posibles patrones asociados a la estacionalidad, profundidad, localización y características del hábitat.

Una vez alcanzado un tamaño muestral suficiente, se podrán desarrollar modelos estadísticos que permitan explorar la probabilidad de interacción y la intensidad del bycatch integrando el tipo de aparejo, el hábitat, la complejidad del fondo, las condiciones ambientales y la posición espacial. La denominación “probabilidad de interacción” se reservará para esta fase analítica, diferenciándola de la frecuencia observada de interacción obtenida directamente a partir de las operaciones monitorizadas.

Tabla 2. Indicadores propuestos para las sucesivas fases de análisis.

Dimensión	Indicador	Uso principal
Interacción	Proporción de operaciones con bycatch bentónico.	Detectar frecuencia observada por aparejo, periodo y zona. Estimar la frecuencia observada de interacción por aparejo, periodo y zona.
Intensidad	Número de organismos/taxones afectados, normalizado por esfuerzo cuando proceda. Número de organismos y taxones registrados por operación, normalizado por esfuerzo.	Comparar magnitud de la interacción entre modalidades. Cuantificar la magnitud del bycatch y permitir comparaciones posteriores entre modalidades.
Estado	Estado de conservación, necrosis, epibiosis, fragmentación y mortalidad observada.	Distinguir contacto con el arte de daño ecológico. Caracterizar el estado de los organismos capturados y diferenciar alteraciones previas de aquellas compatibles con daños asociados a la captura.
Recuperabilidad	Proporción liberable, recuperable, estabilizada o no viable. Proporción de ejemplares liberados directamente, recuperables/estabilizados y no viables.	Evaluar potencial de mitigación y restauración. Evaluar qué proporción del bycatch puede ser objeto de liberación o recuperación y actuaciones posteriores de restauración.
Espacial	Concentración de registros y coincidencia con hábitats sensibles. Distribución de los registros y coincidencia espacial con hábitats sensibles y esfuerzo pesquero.	Identificar hotspots de interacción y zonas de menor presión.
Restauración	Supervivencia y seguimiento de ejemplares reintroducidos. Supervivencia y evolución del estado de los ejemplares recuperados y, posteriormente, seguimiento de los ejemplares reintroducidos.	Evaluar eficacia de las medidas de recuperación y, posteriormente, de las actuaciones de restauración.

5. Resultados preliminares

5.1. Fase de restauración 2024–2025

La fase 2024 permitió poner en funcionamiento el centro de supervivencia y recuperación y validar una operativa básica de recepción, estabilización, fijación y devolución al medio. El informe de ese año registró 47 colonias recuperadas de gorgonias de varias especies. Los resultados sirvieron para demostrar que una parte de los organismos capturados accidentalmente puede mantenerse viable y ser objeto de acciones de restauración activa.

Durante 2025 se mantuvo el seguimiento de gorgonias y se amplió el programa a otros organismos bentónicos estructurantes. La recuperación experimental de *Dendrophyllia ramea* ilustran la transición desde un programa

centrado en un grupo taxonómico hacia un sistema más amplio de observación de la biodiversidad bentónica y de su estado de conservación.

5.2. Campañas piloto de 2026

Las primeras campañas de monitoreo estandarizado se desarrollaron los días 13 ,14 de julio y 18, 19, 20, 25 y 26 de agosto de 2026 a bordo de una embarcación artesanal de Conil. Se monitorizaron un total de 7 operaciones compuestas por 39 calados, correspondientes a los dos primeros aparejos incluidos en el diseño piloto: trasmallo y piquera.

Se registró bycatch bentónico en 36 de los calados monitorizados. Los tres calados sin interacción correspondieron a trasmallo, perteneciendo a días diferentes. Entre los grupos taxonómicos observados se encontraron gorgonias, corales escleractinios, esponjas y briozoos pertenecientes a diversos estados biológicos. Las identificaciones realizadas durante las campañas se consideraron preliminares y quedaron sujetas a posterior validación taxonómica.

Entre los ejemplares observados, una identificación preliminar permitió diferenciar dos especies de coral (*Dendrophylia ramea* y *Astroides calycularis*), gorgonias pertenecientes a *Eunicella spp.* y una especie preliminarmente identificada como *Leptogorgia sarmentosa*, la esponja *Axinella polypoides* y dos especies de briozoos, a saber, *Pentapora fascialis* y *Myriapora truncata.*

El estado de los organismos mostró diferencias entre caladeros. Se observaron colonias en relativamente buen estado y otras con necrosis extensa o mortalidad previa. La presencia de epibiontes sobre algunas gorgonias muertas sugiere que, al menos en parte de los registros, la mortalidad podía ser anterior a la captura. Este resultado es metodológicamente relevante porque obliga a diferenciar entre organismo capturado por el aparejo y daño causado por la operación de pesca.

Dado el carácter piloto, estos resultados deben interpretarse como una prueba de viabilidad del protocolo y no como una comparación definitiva entre aparejos. La continuidad del muestreo de los ocho aparejos, con cobertura estacional y espacial suficiente, será necesaria para estimar tasas comparables de interacción y construir modelos de riesgo robustos.

6. Discusión

6.1. Del bycatch como impacto al bycatch como fuente de información

La principal aportación del programa no reside exclusivamente en recuperar organismos bentónicos capturados accidentalmente, sino en convertir cada interacción en un registro trazable que conecta actividad pesquera, hábitat, localización y estado biológico. La colaboración con el sector pesquero permite establecer un seguimiento continuado e incorporar el conocimiento ecológico local como fuente complementaria de información. A su vez, la integración de estos registros con la cartografía bionómica disponible permitirá complementar y refinar el conocimiento sobre la distribución de los hábitats y especies bentónicas en las zonas de pesca, así como documentar el estado biológico de los organismos capturados y su relación con las características de cada operación pesquera.

A partir de este enfoque, lo que tradicionalmente ha constituido un impacto escasamente sistematizado se

convierte en una fuente de conocimiento de utilidad para la gestión. La continuidad de la serie de datos permitirá identificar qué aparejos y configuraciones, condiciones del fondo y ambientales, zonas o periodos presentan una mayor frecuencia o intensidad de interacción. Asimismo, el seguimiento del estado de los ejemplares permitirá diferenciar progresivamente entre organismos que presentan alteraciones potencialmente previas a la captura, aquellos con daños compatibles con la interacción pesquera, ejemplares muertos y organismos potencialmente recuperables.

6.2. Importancia del análisis separado de los ocho aparejos

Dado el carácter piloto de las campañas y el reducido número de operaciones monitorizadas, los resultados obtenidos deben interpretarse como una primera aplicación del protocolo y no permiten todavía realizar comparaciones robustas entre aparejos, zonas o periodos. Las diferencias observadas entre operaciones no deberían atribuirse exclusivamente al tipo de aparejo, ya que pueden estar condicionadas simultáneamente por diferencias en el esfuerzo pesquero, el hábitat, la profundidad, la localización, la época del año, las condiciones ambientales o la propia embarcación.

La ampliación del muestreo a los diferentes aparejos y embarcaciones, junto con una mayor cobertura temporal y espacial, permitirá aumentar progresivamente la representatividad de la información disponible. La comparación entre modalidades requerirá además la estandarización del esfuerzo pesquero y una cobertura suficiente de los principales factores de variación, evitando que las diferencias asociadas al aparejo queden confundidas con diferencias espaciales, temporales o ambientales.

Una vez alcanzada una cobertura adecuada, podrá avanzarse desde la descripción de la frecuencia observada de interacción hacia análisis inferenciales orientados a estimar la probabilidad e intensidad del bycatch y su relación con el aparejo, el esfuerzo, el hábitat y las condiciones ambientales.

6.3. Separar hotspot de interacción y área de restauración

La localización donde aparece el bycatch no debe interpretarse automáticamente como la zona más adecuada para reintroducir los ejemplares recuperados. Un hotspot de interacción puede coincidir precisamente con un sector sometido a presión pesquera elevada o a condiciones que reduzcan la supervivencia de las colonias reintroducidas.

Por ello, la selección de áreas de restauración debe integrar al menos cuatro componentes: idoneidad del hábitat, conectividad con comunidades naturales, presión pesquera presente y futura, y condiciones que permitan realizar un seguimiento posterior. La cartografía bionómica, el esfuerzo pesquero y los registros de bycatch permiten construir esa decisión sobre una base espacial explícita.

6.4. De la restauración de especies a la recuperación funcional del hábitat

La ampliación desde gorgonias hacia corales duros, esponjas y otros organismos bentónicos estructurantes abre la posibilidad de plantear la restauración no solo en términos de supervivencia individual, sino de recuperación de funciones del hábitat. Las estructuras biogénicas aportan complejidad tridimensional, refugio y superficies de asentamiento, por lo que su conservación puede favorecer la resiliencia de los fondos y su capacidad de sostener comunidades de interés pesquero.

Sin embargo, la recuperación de biomasa pesquera debe considerarse por ahora un objetivo ecológico de medio y largo plazo y no un resultado demostrado por los datos disponibles. Para atribuir cambios en biomasa o

productividad a la restauración sería necesario diseñar un seguimiento específico, con áreas de referencia y series temporales suficientes.

7. Aplicación a la futura planificación del LIC Estrecho Occidental

El sistema de trabajo genera tres capas de información complementarias. La primera es ecológica y describe dónde se encuentran los hábitats 1170 y las especies estructurantes. La segunda es pesquera y caracteriza dónde y cómo opera la flota. La tercera es de interacción y registra dónde coinciden una operación concreta y un organismo bentónico sensible. La superposición de estas capas permite avanzar hacia medidas espacialmente diferenciadas y técnicamente justificadas.

Entre las aplicaciones potenciales para el futuro Plan de Gestión se encuentran:

identificación de áreas con interacción recurrente entre determinados aparejos y hábitats sensibles;
definición de zonas prioritarias de monitoreo y seguimiento ecológico;
selección de áreas con condiciones adecuadas para restauración y baja presión de reimpacto;
ajuste de prácticas o configuraciones de los aparejos cuando se identifiquen patrones consistentes de interacción;
protocolos de manejo, recuperación y devolución de organismos bentónicos sensibles;
medidas estacionales o espaciales adaptativas, cuando la evidencia acumulada las justifique;
mecanismos de seguimiento participativo en los que la flota artesanal actúe como fuente estable de información ambiental.

El enfoque es coherente con la lógica de la Red Natura 2000, la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, la Ley 5/2023 de Pesca Sostenible e Investigación Pesquera, el Plan de Acción de la Unión Europea para proteger y restaurar los ecosistemas marinos en favor de una pesca sostenible y resiliente (COM(2023) 102 final) y el Reglamento (UE) 2024/1991 relativo a la restauración de la naturaleza. En la versión definitiva de la comunicación conviene mantener las referencias normativas a nivel de instrumento, reservando la cita de artículos concretos para una revisión jurídica específica.

8. Conclusiones

1. La cartografía bionómica generada en el proceso iniciado con Mar de Gades constituye la infraestructura de conocimiento que permite interpretar espacialmente las interacciones actuales entre pesca artesanal y hábitats bentónicos del LIC Estrecho Occidental.
2. La Casa de los Ramos y las Santamarías ha permitido evolucionar desde la recuperación de gorgonias hacia un sistema operativo de manejo, estabilización y restauración de diferentes organismos bentónicos estructurantes.
3. El programa 2026 introduce un diseño específico por aparejo: ocho modalidades de enmalle y palangre de fondo serán estudiadas de forma separada, habiéndose iniciado la fase piloto con trasmallo y piquera.
4. El protocolo vincula cada interacción a variables de esfuerzo, posición, profundidad, hábitat, complejidad del fondo, condiciones ambientales y estado del organismo, generando la base necesaria para análisis posteriores de riesgo.
5. La recuperabilidad debe incorporarse como indicador de gestión junto a la frecuencia e intensidad del bycatch, ya que permite distinguir entre interacción, daño y posibilidad real de mitigación o restauración.
6. La identificación de hotspots de interacción debe diferenciarse de la selección de áreas de restauración, que requiere integrar idoneidad ecológica y ausencia o reducción de presiones futuras.

7. La continuidad del monitoreo de los ocho aparejos permitirá generar evidencia para medidas adaptativas del futuro Plan de Gestión, con el objetivo de mantener hábitats de interés pesquero saludables y favorecer, a medio y largo plazo, la resiliencia y productividad del caladero.

9. Referencias y documentación de trabajo

Comisión Europea. (2023). Plan de Acción de la UE: Proteger y restaurar los ecosistemas marinos en pro de una pesca sostenible y resiliente. Comunicación COM(2023) 102 final, 21 de febrero de 2023.

ECONAUTAS & SOLDECOCOS. (2024). Medida 19 del Plan de Producción y Comercialización 2024: "Salud Ambiental de Caladeros". OPP72.

ECONAUTAS & SOLDECOCOS. (2025). Medida 7.1.a.3B del Plan de Producción y Comercialización 2025: "Potenciar la recuperación de Gorgonias". OPP72.

Montseny, M., Linares, C., Viladrich, N., Biel, M., Gracias, N., Baena, P., Quintanilla, E., Ambroso, S., Grinyó, J., Santín, A., Salazar, J., Carreras, M., Palomeras, N., Magí, L., Vallicrosa, G., Gili, J.-M., & Gori, A. (2021). Involving fishers in scaling up the restoration of cold-water coral gardens on the Mediterranean continental shelf. Biological Conservation, 262, 109301. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109301.

Parlamento Europeo y Consejo de la Unión Europea. (2024). Reglamento (UE) 2024/1991, de 24 de junio de 2024, relativo a la restauración de la naturaleza y por el que se modifica el Reglamento (UE) 2022/869.

Puertos del Estado. (2024). Conjunto de datos SIMAR. Ministerio de Transportes y Movilidad Sostenible, Gobierno de España.

SOLDECOCOS / OPP72. (2026). Protocolo de monitoreo de capturas accidentales de organismos bentónicos vulnerables y elasmobranquios en pesquerías artesanales. Documento de trabajo.

BLUE CONNECT. (2026). Conil Monitoring Report. Campañas de monitoreo a bordo, 13–14 de julio de 2026. Documento de trabajo.

SOLDECOCOS / OPP72. (2026). Herramientas de estudio para la mitigación de impactos de la pesca en hábitats de la Red Natura marina: De Mar de Gades a la Casa de los Ramos. Presentación técnica, Universidad de Cádiz, Puerto Real, 26 de marzo de 2026.

España. Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

España. Ley 5/2023, de 17 de marzo, de pesca sostenible e investigación pesquera.

Nota de alcance: *la denominación y características técnicas de los seis aparejos aún no incluidos en las campañas piloto deberán incorporarse a la versión final cuando estén definidas en la documentación de campo. No se han inferido ni añadido nombres de aparejos que no aparecen en los materiales facilitados.*

El papel de la CGPM en la gobernanza pesquera del Mediterráneo y el estado de las pesquerías del Mediterráneo occidental

Sergi Tudela

El Mediterráneo y el mar Negro constituyen una de las regiones más complejas del mundo en materia de gobernanza pesquera, debido a su carácter semicerrado, su elevada biodiversidad, la diversidad de modalidades pesqueras y las crecientes presiones ambientales. En este contexto, la Comisión General de Pesca del Mediterráneo (CGPM), organización regional de ordenación pesquera establecida en el marco de la FAO, proporciona un marco de cooperación mediante el cual los países trabajan conjuntamente para garantizar la conservación y el uso sostenible de los recursos marinos vivos, así como el desarrollo sostenible de la acuicultura. Su mandato combina la adopción de medidas vinculantes basadas en el asesoramiento científico, el fortalecimiento del cumplimiento y la vigilancia, el desarrollo de capacidades y la cooperación con socios regionales e internacionales. El proceso consultivo de la CGPM transforma los datos y el conocimiento científico en decisiones de gestión, mientras que su enfoque subregional facilita la aplicación de medidas adaptadas a las características y prioridades específicas de cada zona del Mediterráneo.

La presentación analiza los principales avances registrados en los sectores de la pesca y la acuicultura en la región, así como la situación actual de los recursos pesqueros en el Mediterráneo occidental. Los indicadores regionales muestran que la gestión basada en la ciencia está generando resultados tangibles. La proporción de poblaciones evaluadas sometidas a sobreexplotación se redujo del 87 % en 2013 al 52 % en 2023, al tiempo que la mortalidad por pesca disminuyó y la biomasa aumentó. Paralelamente, la acuicultura ha experimentado un importante crecimiento, reforzando su contribución a la seguridad alimentaria, el empleo y la economía azul. No obstante, persisten desafíos significativos, entre ellos las capturas accidentales de especies vulnerables, los descartes, las desigualdades entre segmentos de flota y la necesidad de garantizar la viabilidad económica y social tanto de la pesca como de la acuicultura.

El Mediterráneo occidental constituye una de las subregiones más relevantes para la actividad pesquera mediterránea y aporta una proporción significativa de la producción, el empleo y el valor económico del sector. Las evaluaciones científicas más recientes muestran una situación preocupante. Menos de la mitad de los stocks de pequeños pelágicos son explotados sosteniblemente y cuentan con biomasas suficientemente elevadas, siendo particularmente preocupante la situación de la sardina. Entre los demersales, la merluza europea permanece agotada y sometida a sobreexplotación en varias subáreas geográficas, mientras que especies como el salmonete de fango, el voraz y algunos stocks de gambas roja siguen requiriendo medidas de recuperación y gestión reforzada. Estos resultados ponen de manifiesto la importancia de mantener el seguimiento científico, consolidar los planes de gestión y recuperación, promover la participación de los actores del sector y reforzar la cooperación regional y subregional para garantizar pesquerías resilientes, ecosistemas marinos saludables y medios de vida sostenibles para las comunidades costeras.

Palabras clave: CGPM, gobernanza pesquera, Mediterráneo occidental, gestión pesquera, evaluación de stocks, sostenibilidad, acuicultura, economía azul.

¿Dónde pesca la flota artesanal? Encuestas y GPS para estimar su huella pesquera en ausencia de VMS o Caja Verde

Esther Arcas, Elena Barcala, Jesús M. Falcón, Julen Jiménez, Paula Cruz Delgado, Miguel Peidro, Antonio Punzón

Antecedentes y objetivo

La pesca artesanal —embarcaciones pequeñas, artes tradicionales, fuerte arraigo local— representa la mayor parte de las embarcaciones de la flota española y sostiene la economía y la cultura de numerosas comunidades costeras, tanto en España como en buena parte del mundo. Pero apenas deja rastro objetivo de dónde y con qué intensidad trabaja. Esto no es un detalle menor ya que buena parte de los caladeros artesanales se encuentran dentro de espacios de la Red Natura 2000 que, en los próximos años, pasarán de ser Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) a Zonas Especiales de Conservación (ZEC) y toda ZEC exige, por ley, un plan de gestión. Esos planes se han diseñado, con demasiada frecuencia, sin datos objetivos de la actividad pesquera real con decisiones que afectan directamente al sector, tomadas sin contar con el sector. Este trabajo puede ayudar a cambiar eso: con un mapa de huella pesquera fiable y validado estadísticamente, el sector deja de ser un mero espectador y empieza a participar en su diseño.

A esto se suma que la pesca artesanal es también el segmento con menor cobertura de seguimiento electrónico: el sistema de localización por satélite obligatorio a nivel europeo (la conocida como "caja azul" o VMS) solo se exige, hoy, a los buques de mayor eslora, mientras que la inmensa mayoría de las embarcaciones artesanales, por debajo de ese umbral, quedan fuera de esa obligación en España y, con distintas variantes, en gran parte del mundo.

En la Unión Europea, esta situación empieza a tener fecha de caducidad: el Reglamento (UE) 2023/2842, que reforma el régimen de control pesquero, extiende la obligación de localización electrónica a toda la flota, incluida la artesanal, con aplicación prevista de forma escalonada hacia el horizonte 2028-2030. Pero ese calendario solo aplica dentro de la UE, no resuelve el vacío de datos históricos ya acumulado, y en el resto del mundo (con flotas artesanales igual de numerosas y, con frecuencia, menos capacidad regulatoria) no existe ningún horizonte equivalente. El enfoque que se presenta en este trabajo es útil, hoy mismo, en cualquier zona sin un sistema de seguimiento electrónico.

Algunas comunidades autónomas (Región de Murcia y Andalucía, entre otras) se han adelantado desplegando sistemas propios de seguimiento satelital para su flota artesanal, popularmente conocidos como Cajas Verdes. Se trata de dispositivos instalados de forma permanente y obligatoria que registran la posición de cada embarcación con alta fiabilidad. El problema es que no todas las comunidades disponen todavía de este sistema: en Canarias o la Comunidad Valenciana, por ejemplo, no existen Cajas Verdes para la flota artesanal, aunque sí se dispone de otras fuentes de información, como las encuestas a pescadores o campañas puntuales de GPS de muestreo.

De ahí nace la pregunta que motiva este trabajo: ¿pueden las encuestas a pescadores (ENC) y el muestreo con GPS aproximar de forma razonable y fiable la huella pesquera que registraría un sistema de seguimiento

electrónico tipo Caja Verde, en zonas donde no exista ese sistema? Y, en caso afirmativo, ¿qué combinación de fuentes conviene priorizar?

Material y métodos: Cómo hemos comparado las tres fuentes

Las tres fuentes de un vistazo:

- **Encuestas (ENC):** información declarada directamente por los pescadores sobre sus zonas de pesca habituales, con resolución anual.
- **GPS de muestreo (GPS):** dispositivos portátiles cedidos a embarcaciones colaboradoras de forma voluntaria durante periodos cortos (máximo 30 días, media 10 días).
- **Cajas Verdes (CV):** seguimiento satelital obligatorio y permanente, empleado aquí como referencia porque ofrece la imagen más completa y objetiva de la actividad real.

En las tres fuentes, el dato de partida es el mismo tipo de información: esfuerzo pesquero, medido como número de barcos que faenan en cada celda a lo largo del año, aunque cada fuente lo capta de forma distinta: las encuestas recogen ese esfuerzo anual declarado por el propio pescador, el GPS lo registra directamente durante campañas cortas de muestreo, y las Cajas Verdes lo registran de forma continua durante todo el año.

Para comparar estas 3 fuentes, dividimos el litoral en una malla de celdas de referencia de, aproximadamente, 1 km² y calculamos, en cada una y para cada fuente, si hubo o no actividad pesquera (presencia/ausencia). Un aspecto metodológico importante es que la malla incluyó también las celdas sin ninguna actividad registrada, no solo las que tenían pesca. Ignorar los "ceros verdaderos" habría sesgado artificialmente los resultados, haciendo parecer las fuentes más parecidas entre sí de lo que realmente son.

Con esos datos, ajustamos modelos estadísticos (regresión logística, GLM) que responden a la pregunta: *¿la presencia de actividad en encuestas y GPS predice la presencia de actividad registrada por Cajas Verdes?* Añadimos también variables espaciales sencillas a los modelos, como la distancia a la costa y la profundidad, para capturar el hecho de que la pesca artesanal no se distribuye de forma homogénea, sino que se concentra en determinadas franjas del litoral.

Para evitar resultados demasiado optimistas, no validamos los modelos con los mismos datos con los que se entrenaron, dividimos la costa en seis tramos y, por turnos, entrenamos el modelo con cinco de ellos y lo pusimos a prueba en el tramo restante, nunca visto por el modelo. Esta validación cruzada espacial es una prueba mucho más exigente y realista que la validación aleatoria convencional, porque simula precisamente el uso que queremos darle al modelo, responder a la pregunta ¿predice bien en otro lugar?

El análisis se centró en Murcia, única zona en la que tuvimos representación suficiente y simultánea de las tres fuentes de datos, y se validó de forma independiente en Andalucía mediterránea (costa de Almería y Málaga), donde no hay encuestas, pero sí Cajas Verdes y GPS.

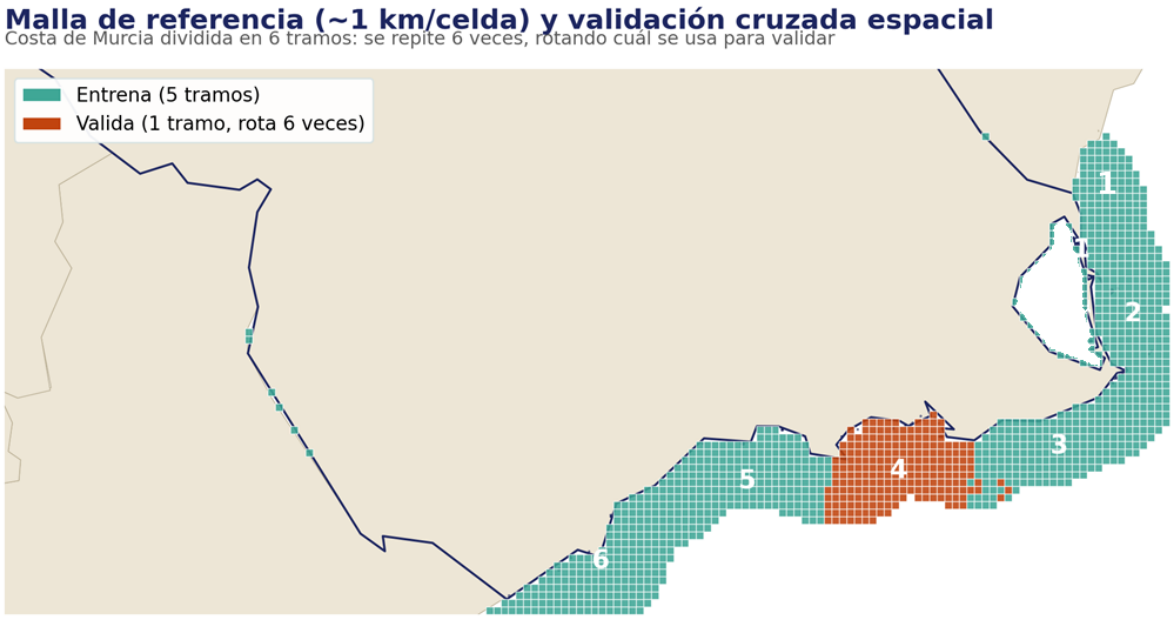


Figura 1. Esquema del diseño: malla de celdas + validación cruzada espacial por tramos de costa

Resultados principales

Encuestas y GPS sí reproducen el mapa de actividad de las Cajas Verdes

El modelo que combina encuestas, GPS y distancia a la costa acierta en distinguir una celda con actividad real de otra sin actividad en 78 de cada 100 comparaciones, muy por encima de las 50 de cada 100 que daría el puro azar. Un resultado sólido para un fenómeno tan variable como la actividad pesquera artesanal (esta forma de medir el acierto de un modelo se conoce en estadística como AUC).

En términos prácticos, cuando una zona aparece como activa en las encuestas, es mucho más probable que las Cajas Verdes también registren actividad en esa misma zona. Los datos GPS muestran una relación similar, aunque su menor cobertura hace que esta estimación sea menos precisa. Además, cada kilómetro de distancia adicional a la costa reduce en torno a un 4% la probabilidad de actividad, confirmando que la pesca artesanal es, ante todo, un fenómeno costero.

Entre las variables espaciales candidatas, elegimos la distancia a la costa en lugar de la profundidad, y merece la pena explicar por qué: dentro de la propia zona de calibración, la profundidad ajustaba incluso mejor que la distancia. Sin embargo, en la validación cruzada espacial —la prueba que de verdad importa, porque simula predecir en una costa nueva— su rendimiento caía y se volvía inestable de un tramo de costa a otro. Es decir, la relación entre profundidad y actividad pesquera no es la misma en todo el litoral, mientras que la distancia a la costa sí generaliza de forma consistente. Por eso la distancia, y no la profundidad, forma parte del modelo principal.

Antes de dar por bueno este modelo, comprobamos también si una relación no lineal entre las variables explicaba mejor los datos, ajustando modelos aditivos generalizados (GAM) con las mismas fuentes. El GAM

obtuvo un acierto ligeramente superior, pero la mejora era pequeña y no compensaba la pérdida de interpretabilidad frente a un modelo lineal, más sencillo de explicar y de aplicar en otras zonas. Por eso mantuvimos la regresión logística estándar como modelo principal.

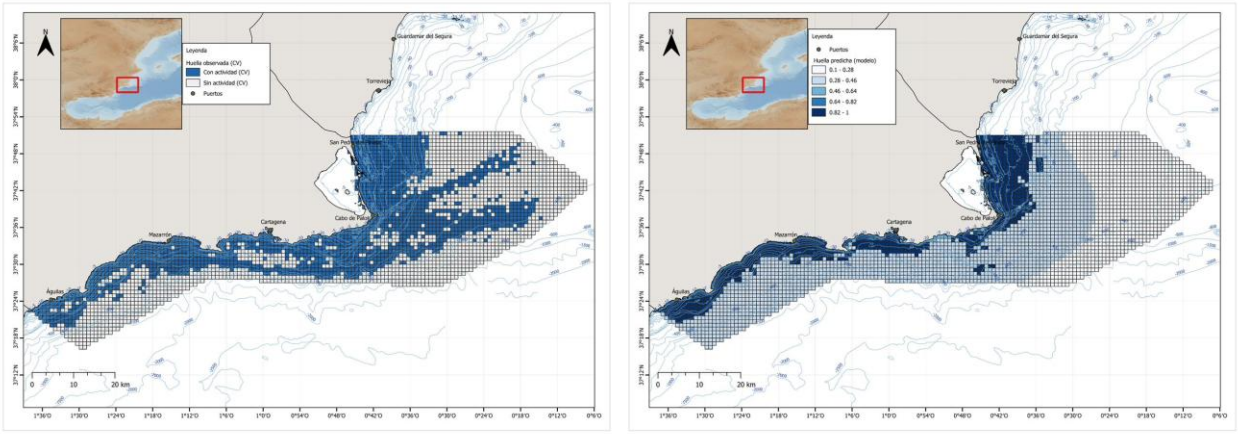


Figura 2. Mapa comparativo Murcia: huella observada por CV vs. Huella predicha por el modelo ENC+GPS+distancia a la costa

El modelo es aún mejor detectando las zonas de mayor intensidad ("hotspots")

Más allá de predecir simple presencia/ausencia, quisimos identificar las zonas de mayor concentración de esfuerzo pesquero (el 20% de celdas con más actividad dentro de las que tienen pesca, los hotspots). Aquí el modelo mejora notablemente: acierta en distinguir una zona de alta intensidad de otra que no lo es en 93 de cada 100 comparaciones. La profundidad resulta ser la variable clave para lograrlo — los hotspots se concentran en aguas someras (profundidad mediana de 26 m).

Este resultado tiene una lectura práctica directa: encuestas y GPS combinados con información batimétrica son especialmente eficaces para localizar las zonas de mayor actividad pesquera, incluso más que para el mapa general de presencia/ausencia, una información valiosa a la hora de defender y gestionar estas zonas como lo que son: los caladeros más importantes para la flota.

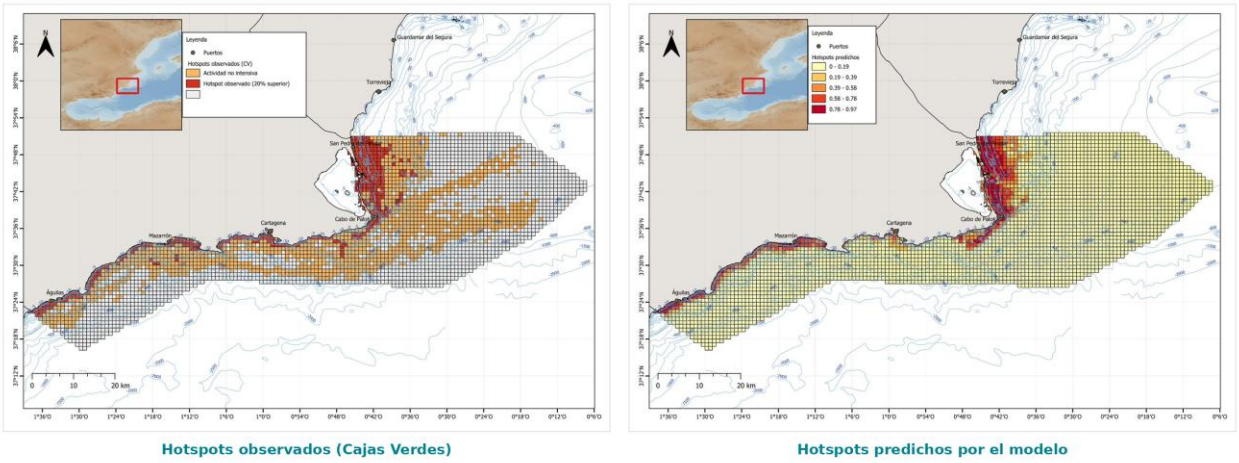


Figura 3. Mapa de hotspots en Murcia: observamos por Cajas Verdes vs. predichos por el modelo

El arte de pesca importa, y mucho

Para evaluar el papel del arte de pesca hicimos dos comparaciones distintas, más finas que el análisis general de la sección anterior. La primera prueba fue ver si el arte ayuda como dato adicional a un modelo conjunto: cruzando cada celda con cada arte de pesca por separado (palangre, trasmallo, trampas, enmalle...), comprobamos cuánto mejora el mismo tipo de modelo cuando, además de encuestas, GPS y distancia a costa, conoce también el arte empleado. Sin esa información, el modelo acierta en 71 de cada 100 casos; sabiéndolo, el acierto sube a 92 de cada 100 — la variable individual que más ayuda a reproducir bien la huella pesquera, de todas las que hemos probado.

La segunda comparación repite el modelo habitual (encuestas + GPS + distancia a costa) por separado para cada arte, para ver si funciona igual de bien en todos los segmentos de flota. Aquí sí aparecen diferencias: el palangre de fondo y el trasmallo mostraron la mejor concordancia entre fuentes, mientras que las trampas presentaron una capacidad discriminante algo menor. Una salvedad metodológica relevante: mientras que en encuestas y GPS el arte lo declara directamente el pescador, en Cajas Verdes se infiere mediante un algoritmo a partir de las especies declaradas en las hojas de venta, una diferencia de origen que puede explicar parte de esta heterogeneidad, y que recomendamos tener en cuenta al interpretar comparaciones por arte.

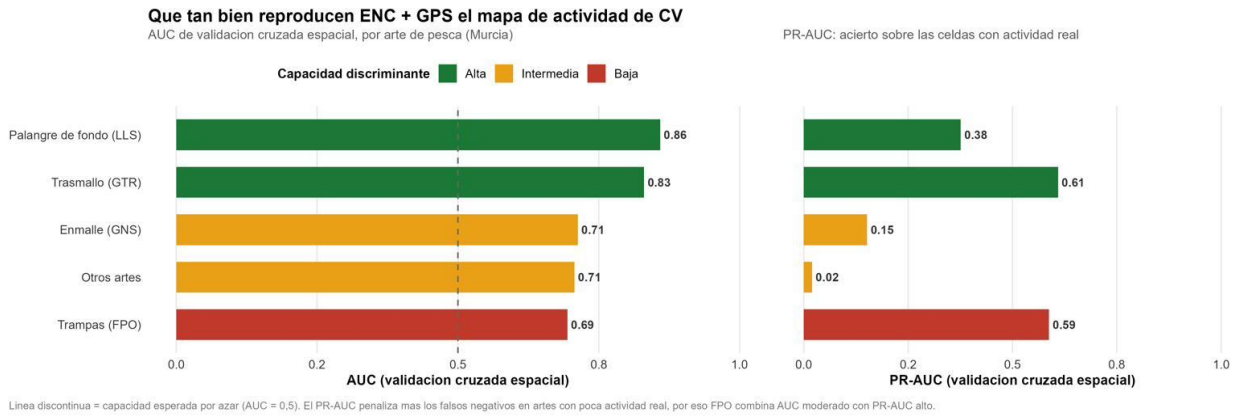


Figura 4. Gráfico de barras: capacidad predictiva del modelo por arte de pesca

La aproximación funciona también fuera de Murcia

En Andalucía, donde no hay encuestas, ajustamos y validamos modelos locales, entrenados y probados únicamente con datos de Andalucía, usando solo GPS. Por sí solo, el GPS apenas mejora lo que daría el azar (acierta en 58 de cada 100 comparaciones), pero al combinarlo con la distancia a la costa mejora sustancialmente, hasta 74 de cada 100 —el mismo patrón que en Murcia: cuantas más variables espaciales, mejor funciona el modelo.

Pero el resultado más relevante para la aplicabilidad de este trabajo es otro, y conviene distinguirlo bien de los modelos locales anteriores: ¿sirve el modelo aprendido en Murcia para Andalucía, tal cual, sin volver a entrenarlo? Para responder, entrenamos el modelo más simple (solo GPS), la única variable común a ambas zonas, con los datos de Murcia y lo aplicamos sin ningún reajuste a Andalucía. El resultado (58 de cada 100 aciertos) fue prácticamente idéntico al obtenido entrenando y validando ese mismo modelo GPS directamente en Andalucía (también 58 de cada 100). Es decir, la relación aprendida en una zona se transfiere de forma consistente a otra zona geográfica distinta.

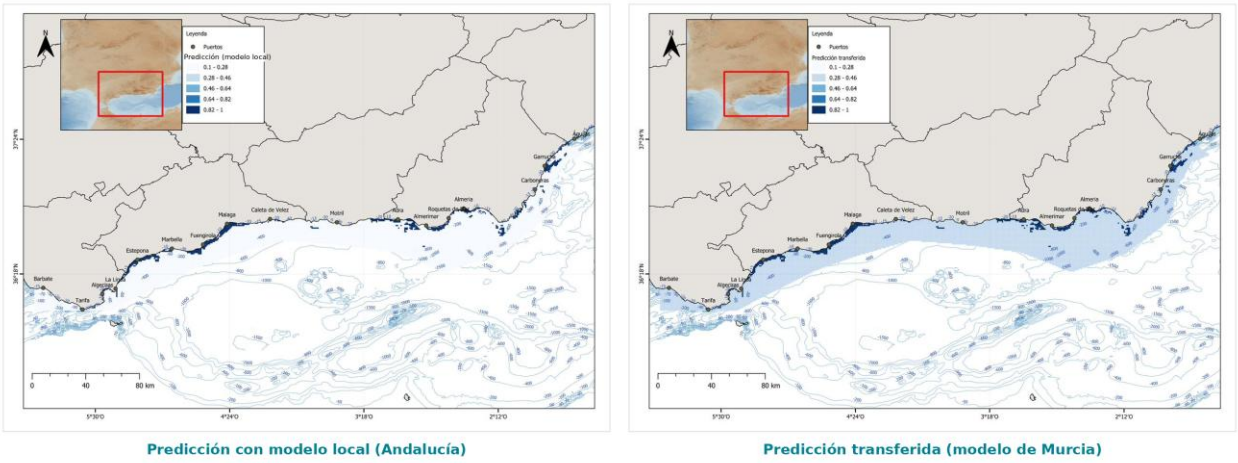


Figura 5. Predicción con modelo local de Andalucía (solo GPS, AUC=0.58) vs. predicción transferida desde Murcia sin reajustar (solo GPS, AUC=0.58): el parecido entre ambos mapas es la prueba visual de la transferencia.

¿Qué significa esto para la gestión pesquera?

Los resultados respaldan una idea con aplicación directa: en cualquier zona sin un sistema de seguimiento electrónico equivalente a una Caja Verde, combinar encuestas y/o GPS de muestreo con variables espaciales sencillas y de bajo coste, como la distancia a la costa y/o la profundidad, permite aproximar de forma razonable la huella pesquera de la flota artesanal, tanto para el mapa general de actividad como, especialmente bien, para localizar las zonas de mayor intensidad de esfuerzo.

Esto tiene consecuencias prácticas para el diseño de los próximos años de programas de seguimiento:

- El GPS de muestreo aporta información valiosa, pero usado en solitario tiene un poder predictivo limitado. Su combinación con encuestas y variables espaciales mejora sustancialmente los resultados, por lo que ambas fuentes deben entenderse como complementarias, no sustitutivas.

- La información sobre el arte de pesca aumenta mucho la precisión del modelo, lo que sugiere que merece la pena declarar y registrar esta variable con la mayor consistencia posible entre fuentes.

- Los modelos de detección de zonas de alta intensidad de esfuerzo son especialmente robustos, lo que los hace útiles para orientar la gestión en zonas protegidas o de especial sensibilidad ecológica en cualquier lugar del que no se disponga de Cajas Verdes ni sistema equivalente.

- En la Unión Europea, este enfoque no compite con la cobertura electrónica que impondrá el Reglamento (UE) 2023/2842, sino que la anticipa y ofrece ya, dentro o fuera de ese marco normativo, una capa de información espacial validada allí donde todavía no existe un sistema equivalente a una Caja Verde.

Para ayudar a decidir qué combinar en la práctica, la Figura 6 resume, de mejor a peor, el acierto (AUC) de las distintas combinaciones de fuentes evaluadas en este estudio. Dos matices merecen destacarse. Primero, la ventaja de conocer el arte de pesca es, con diferencia, la mayor de todas: por sí sola desplaza la clasificación entera. Segundo, y de forma menos intuitiva, combinar distancia a costa y profundidad a la vez no mejora el modelo respecto a usar solo una de ellas, ya que ambas variables están correlacionadas entre sí, y añadirlas juntas introduce redundancia en lugar de información nueva, por lo que recomendamos priorizar una sola de las dos variables espaciales, no ambas.

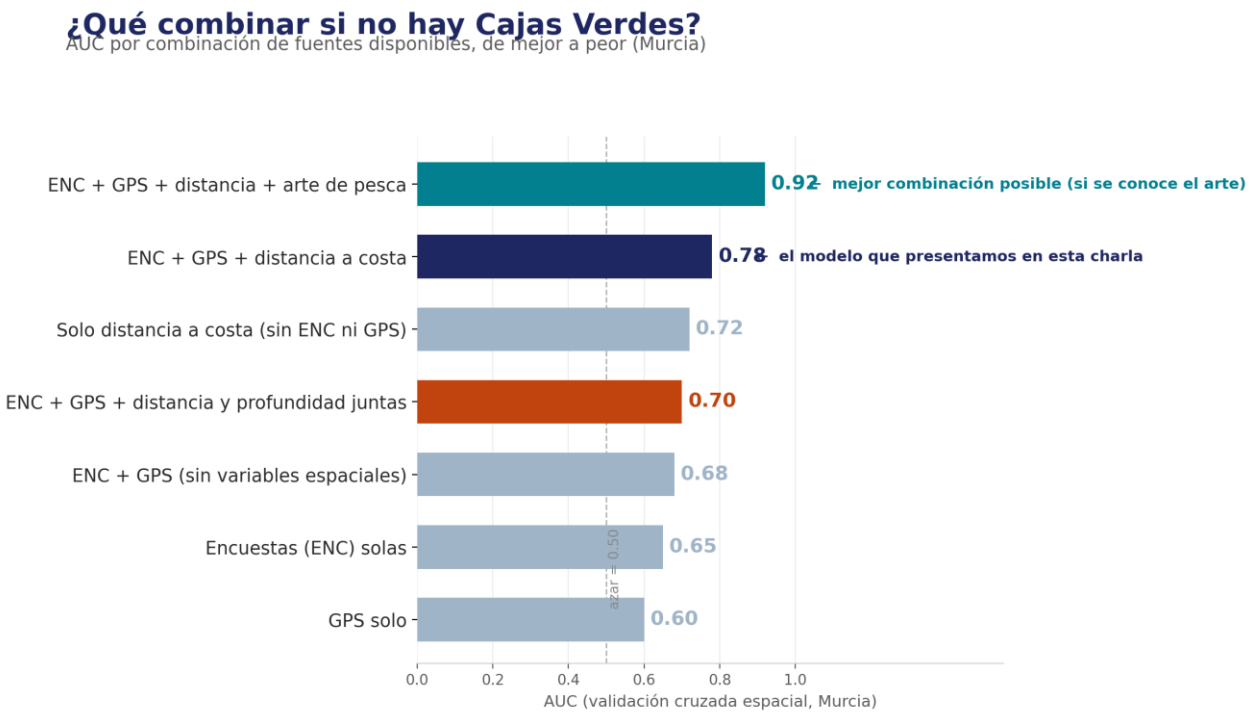


Figura 6. *Clasificación de combinaciones de fuentes por AUC, de mejor a peor (Murcia)*

Pero el valor de estos resultados va más allá del diseño de programas de seguimiento. El espacio marino está cada vez más disputado (parques eólicos marinos, rutas de tráfico marino o espacios protegidos delimitados sin suficiente conocimiento del uso real del litoral compiten con las zonas de pesca de siempre), y disponer de una capa de información espacial validada estadísticamente —no una estimación aproximada, sino un mapa contrastado frente a un sistema de referencia y puesto a prueba en tramos de costa nunca vistos por el modelo— constituye un argumento objetivo y sólido para el sector. Los resultados muestran que la actividad artesanal se concentra de forma consistente y reproducible en franjas muy concretas del litoral, típicamente aguas someras próximas a la costa (profundidad mediana de 26 m en las zonas de mayor actividad), un patrón estable y no un ruido puntual. Y, lo más relevante para las comunidades sin Cajas Verdes: como encuestas y GPS reproducen bien ese mismo patrón (aciertan entre 78 y 93 de cada 100 comparaciones, según el caso), es posible generar esta misma evidencia objetiva en zonas como Canarias o la Comunidad Valenciana, donde hasta ahora la flota no contaba con un respaldo cartográfico y estadístico equivalente para documentar y defender sus caladeros históricos ante otros usos del espacio marino.

Este enfoque tiene también implicaciones para el modo en que se toman las decisiones sobre el espacio marino. Conviene subrayar que las encuestas son, literalmente, la voz del pescador, y este trabajo demuestra que su valor predictivo es alto y robusto (multiplica por 13 las probabilidades de actividad real). Esto respalda un modelo de gobernanza en el que el conocimiento directo de la flota es una fuente de información legítima, cuantificable y con capacidad predictiva demostrada. De cara a la administración, esto significa que los futuros programas de seguimiento y las decisiones de ordenación del espacio marino pueden diseñarse contando con la experiencia directa del sector como parte integral del proceso, y no solo con estimaciones de gabinete.

Como en cualquier estudio, los resultados deben interpretarse teniendo en cuenta algunas limitaciones. Los datos GPS son menos abundantes que los de las otras fuentes, lo que reduce la precisión de algunas estimaciones. Además, pueden existir características locales del medio marino o de la actividad pesquera que no se han incluido en los modelos y que también influyen en la distribución de la pesca. Por ello, las conclusiones generales del estudio son robustas, pero las cifras exactas asociadas a cada factor deben interpretarse con cautela. Finalmente, el arte de pesca no se registra del mismo modo en ENC, GPS y Cajas Verdes, lo que añade cierta incertidumbre a las comparaciones entre segmentos de flota. Aun así, todas las evidencias apuntan en la misma dirección y respaldan las conclusiones principales del trabajo.

Conclusión

Este trabajo demuestra que, en las zonas donde ha podido contrastarse frente a la referencia de Cajas Verdes, la combinación de encuestas y GPS de muestreo con información espacial básica ofrece una aproximación fiable y transferible geográficamente a la distribución real del esfuerzo de la flota artesanal. Es una herramienta con potencial claro para cualquier zona que hoy no cuente con un sistema de seguimiento electrónico equivalente a una Caja Verde, y una base sobre la que seguir mejorando el diseño de los programas de seguimiento de la pesca artesanal.

Pero su valor va más allá de lo estrictamente metodológico. Al generar, en algunas zonas por primera vez, una

evidencia espacial objetiva y validada de dónde trabaja realmente la flota, este enfoque puede convertirse en un aliado del sector a la hora de documentar y defender sus caladeros tradicionales frente a otros usos crecientes del espacio marino, y en una base para una gobernanza más participativa, en la que el conocimiento del propio pescador, contrastado aquí con rigor estadístico, ocupe el lugar que le corresponde junto a la tecnología en la toma de decisiones sobre el litoral.

Por último, esta comparación entre fuentes nos indica qué combinaciones reproducen mejor la huella pesquera real, y es esa huella, una vez validada, la que puede integrarse en evaluaciones más amplias de presión acumulada sobre el medio marino, junto con otras actividades humanas que también inciden sobre el litoral (tráfico marítimo, energías renovables marinas, vertidos, entre otras). Situando así a la pesca artesanal en su contexto real, como una presión más y no la única, dentro de la gestión del espacio marino.

Evolución de pesca artesanal en la reserva pesquera de Cabo de Palos-Islas Hormigas (región de Murcia)

Carlos J. García, José Peñalver, Emilio María-Dolores, Marcelo Martínez, Elvira Viuda, Miguel A. Carrión, José J. Pérez, Antonio Cárcel.

Servicio de Pesca y Acuicultura Región de Murcia. Dirección General de Ganadería, Pesca y Acuicultura. Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería y Pesca. carlosj.garcia3@carm.es.

Descripción de la reserva marina de Cabo de Palos – Isla Hormigas

La reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas es una reserva de interés pesquero, lo que implica que el objetivo principal es la protección, regeneración y el desarrollo de los recursos pesqueros de la zona, para el mantenimiento de pesquerías sostenibles que permitan conservar y preservar la pesca artesanal y el modo tradicional asociado a esta modalidad. Además, la reserva marina ofrece igualmente la posibilidad de realizar otras actividades de bajo impacto (buceo autónomo y en apnea, educación ambiental, etc.) que contribuyen al desarrollo económico de su área de influencia.

La Reserva Marina de Interés Pesquero de Cabo de Palos–Islas Hormigas se sitúa en un enclave de transición hidrográfica y biogeográfica del Mediterráneo suroccidental, sometido a una acusada dinámica marina y a la influencia de aguas de origen atlántico. Su relieve prolonga hacia el nordeste el promontorio de Cabo de Palos mediante un rosario de islotes y bajos rocosos. Las cimas de estos montes submarinos se sitúan entre 3 y 10 m de profundidad y sus flancos descienden hasta 30–60 m, superándose los 50 m en la reserva integral. Paredes, cortados, grietas y cavidades generan una elevada heterogeneidad espacial y numerosos microhábitats.

Sobre este relieve se dispone un mosaico de hábitats mediterráneos bien conservados. En el infralitoral destacan las comunidades de algas fotófilas y las praderas de *Posidonia oceanica*; en aguas interiores se incluyen también *Cymodocea nodosa*, fondos coralígenos y hábitats rocosos. A mayor profundidad aparecen comunidades esciáfilas y coralígeno de roca, construido principalmente por algas calcáreas incrustantes y enriquecido por esponjas, briozoos, cnidarios y gorgonias. Al pie de los bajos se desarrollan fondos detríticos, arenas y lechos de

rodolitos o maërl.

La combinación de complejidad del hábitat, hidrodinamismo y protección pesquera sustenta comunidades bentónicas y pelágicas muy diversas. Sobresalen las elevadas biomasas de peces depredadores (meros, dentones, espetones y seriolas), excepcionalmente altas respecto de otras áreas marinas protegidas mediterráneas. Las praderas y calas someras actúan como hábitats de reclutamiento y alevinaje, mientras la reserva favorece la exportación de biomasa hacia fondos adyacentes.

Marco normativo.

El marco normativo de la Reserva Marina de Interés Pesquero de Cabo de Palos-Islas Hormigas distingue dos ámbitos de competencia: las aguas interiores, reguladas por la Región de Murcia (Ley marco 2/2007), y las aguas exteriores, bajo competencia de la Administración General del Estado (Ley marco 3/2001).

La creación de esta reserva tuvo lugar en 1995 mediante dos disposiciones fundacionales. En el ámbito autonómico (aguas interiores) se promulgó el Decreto 15/1995, publicado en el BORM de 21 de abril de 1995; en el ámbito estatal (aguas exteriores), se dictó la Orden ministerial de 22 de junio de 1995. En la actualidad, ambas normas han sido derogadas y sustituidas por regulaciones más modernas.

En las aguas exteriores, la normativa estatal actualmente vigente es la Orden APM/660/2017, de 30 de junio. Esta norma define una reserva integral (un círculo de media milla de radio en torno al faro de la Hormiga) dentro de la cual está terminantemente prohibida toda actividad pesquera.

Fuera de esta zona integral, la Orden APM/660/2017 solo permite la pesca profesional tradicional mediante el uso de palangre de fondo gordo y trasmallo claro, exigiendo siempre autorización previa. Se prohíben el resto de modalidades y se fijan características máximas para embarcaciones, aparejos, temporadas y especies objetivo.

Para operar en estas aguas exteriores, los pescadores deben cumplir estrictas obligaciones: tener puerto base en la Región de Murcia, pertenecer al censo de artes menores del Mediterráneo, realizar declaraciones diarias de esfuerzo (incluso sin capturas) y notificar cualquier pérdida de artes. El incumplimiento de estas normas o la inactividad pueden suponer la exclusión de la reserva.

El censo estatal de embarcaciones es cerrado y contingentado, actualizándose periódicamente. La reciente Resolución de 10 de enero de 2026 (vigente hasta finales de 2027) mantiene un límite máximo de once plazas, relacionando actualmente a diez embarcaciones con derecho a pescar en este ámbito.

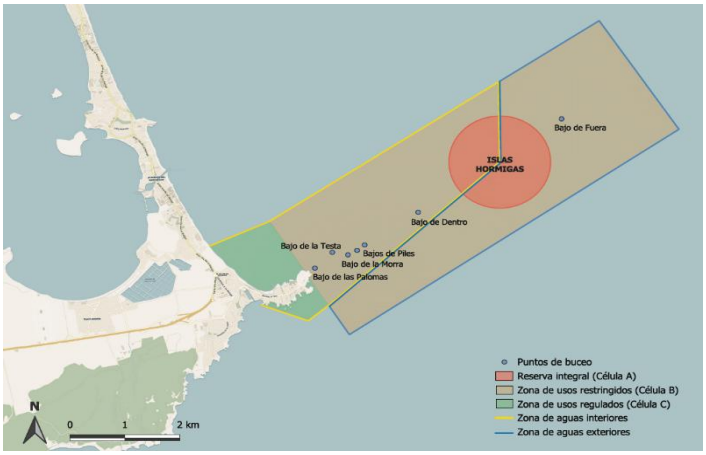
Por su parte, en las aguas interiores rige actualmente el Decreto 31/2026, de 14 de mayo. Esta norma principal autonómica estructura el espacio en tres células de gestión: Zona A (reserva integral sin pesca), Zona B (reserva restringida, exclusiva para pesca profesional autorizada) y Zona C (reserva regulada, que permite el palangre de fondo gordo, trasmallo claro, moruna y otros artes tradicionales).

El Decreto 31/2026 impone también el deber de comunicar capturas, esfuerzo pesquero y pérdida de aparejos. Asimismo, faculta a la Consejería para establecer nuevas vedas o cupos, y mantiene transitoriamente los permisos de las embarcaciones hasta que se apruebe el nuevo censo autonómico mediante una futura orden.

Finalmente, las actividades subacuáticas (buceo) cuentan con una regulación paralela e independiente de la pesca profesional. En aguas exteriores, la Orden APM/660/2017 exige autorización y fija cupos y puntos de inmersión; mientras que en aguas interiores, esta actividad se regula mediante la Orden autonómica de 4 de junio de 2014 (y su modificación de 2017), bajo un estricto sistema de distribución de cupos.

En mayo de 2026 la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia amplió la RMIP en aguas interiores, ampliando su extensión en cerca de 200 has. La ampliación abarca la zona costera alrededor del Cabo de Palos, incluyendo la Playa de Levante y las numerosas calas que rodean el cabo. Estas son zonas de reclutamiento y alevinaje.

Mediante el Decreto 31/2026, de 14 de mayo (BORM nº116 de fecha 22/05/2026) se zonifica la Reserva Marina de Interés Pesquero en 3 células y se regulan las actividades en cada una de estas células.





Caracterización de la pesca artesanal en reserva marina de cabo de palos

La pesca marítima profesional desarrollada en la Reserva Marina de Interés Pesquero de Cabo de Palos-Islas Hormigas responde a un modelo de pesca artesanal de pequeña escala, caracterizado por la limitada capacidad de las embarcaciones, el empleo de artes pasivos y selectivos, la contingentación del acceso al caladero y el seguimiento administrativo de la actividad y de las capturas.

De acuerdo con el artículo 7 de la Orden APM/660/2017, de 30 de junio, las embarcaciones con derecho a ejercer la pesca profesional deben tener puerto base en la Región de Murcia, estar inscritas en la modalidad de artes menores del caladero mediterráneo y acreditar habitualidad en el ejercicio de la pesca profesional en la zona. Asimismo, deben encontrarse en situación de alta en el Censo de la Flota Pesquera Operativa y no haber cambiado de puerto base durante los tres años anteriores.

Las dimensiones máximas establecidas reglamentariamente para las embarcaciones que pueden formar parte del censo son 11 metros de eslora, 6 GT de arqueo y 100 CV de potencia —aproximadamente 73,6 kW—, con un máximo de tres tripulantes. Estos límites, unidos a su inscripción en artes menores y al empleo de aparejos no remolcados, configuran una flota de reducida capacidad operativa, estrechamente vinculada a la pesca artesanal costera.

La actualización más reciente del censo estatal fue aprobada mediante la Resolución de 10 de enero de 2026 de la Secretaría General de Pesca, publicada en el BOE n.º 14, de 16 de enero de 2026. Su anexo relaciona diez embarcaciones autorizadas: nueve con puerto base en Cartagena y una en San Pedro del Pinatar. No obstante, la resolución mantiene la contingentación máxima del censo en once embarcaciones. Su vigencia se extiende hasta el 31 de diciembre de 2027 y queda automáticamente prorrogada hasta la aprobación de una nueva actualización.

Únicamente se permiten dos modalidades de pesca marítima profesional, ambas artes de pesca tradicional y artesanal: el trasmallo claro y el palangre de fondo gordo, cada una de ellas en un periodo determinado del año. De octubre a abril el palangre de fondo gordo y de abril a octubre el trasmallo, por lo que existen dos meses, abril y octubre, en los que las embarcaciones pueden simultanear los artes de pesca.

Cada arte de pesca tiene sus especies objetivo-específicas, siendo empleado el palangre de fondo gordo para la pesca de especies de peces demersales depredadores asociadas a los fondos rocosos, como el mero (*Ephinephelus sp*) o el dentón (*Dentex dentex*), y el trasmallo claro para la pesca de la langosta y de otros peces como por ejemplo el salmonete (*Mullus sp*). Las diez especies con mayores capturas en la reserva en toda la serie 2011-2025 son la morena (*Muraena helena*), el dentón (*Dentex dentex*), el salmonete (*Mullus sp*), el mero (*Ephinephelus sp*), Gallineta o Cabracho, Pargo (*Pagrus pagrus*), Congio (*Conger conger*), la lecha (*Seriola dumerili*), las rayas (*Raja sp*) y la chopa (*Spondyliosoma cantharus*).

Se incluye en este estudio a la especie langosta (*Palinurus elephas*) a pesar de que el volumen de sus capturas es significativamente menor que el resto de especies de peces que se capturan en la reserva por ser una especie de especial relevancia en la zona, con una importancia relativamente alta como indicador del estado de salud del ecosistema, así como el elevado valor que alcanzan sus capturas en las lonjas de primera venta en la Región de Murcia, siendo una de las especies con mayores precios €/kg de todo el litoral.

También incluimos a la especie pulpo común (*Octopus vulgaris*) por las mismas razones, ya que también se trata de una especie muy popular en la zona y su pesquería también está asociado a un elevado valor en los mercados de primera venta, aunque mucho menor que la langosta.

Seguimiento de la pesca artesanal en la reserva

La actividad profesional está sometida a obligaciones específicas de información y control. En aguas de la reserva, los pescadores deben facilitar la inspección de capturas y aparejos, cumplimentar un estadillo de esfuerzo por cada jornada de pesca —incluso cuando no se obtengan capturas—, comunicar la actividad realizada entre las 22:00 y las 06:00 horas e informar de la pérdida de artes o aparejos.

Mediante este seguimiento se detectan efectos no deseados sobre los recursos o ecosistemas, y derivado de ello se puede revisar las condiciones de autorización a las embarcaciones. Además, la Consejería competente puede establecer mediante orden vedas temporales o espaciales, limitar modalidades pesqueras o prohibir la captura de determinadas especies cuando lo justifiquen el estado de los recursos, la existencia de perturbaciones del medio marino o la afección acreditada a hábitats y especies de interés comunitario.

La gestión del servicio de la Reserva Marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas se realiza de forma compartida

entre el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación y la Consejería de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, donde, a través de sendos encargos, gestionan un único Servicio.

Para la ejecución de las actuaciones se emplean los medios asignados al servicio, entre los que se incluyen varias embarcaciones (*Piles*, *Punta las Sirenas* y Las *Isletas)*, así como un vehículo, prismáticos de visión nocturna, un ROV (Remotely Operated Vehicle, o vehículo sumergible operado remotamente) y otros equipos auxiliares. Se dispone de un edificio con funciones de oficina y almacén junto al punto de control autorizado para el pesaje y descarga de productos pesqueros.

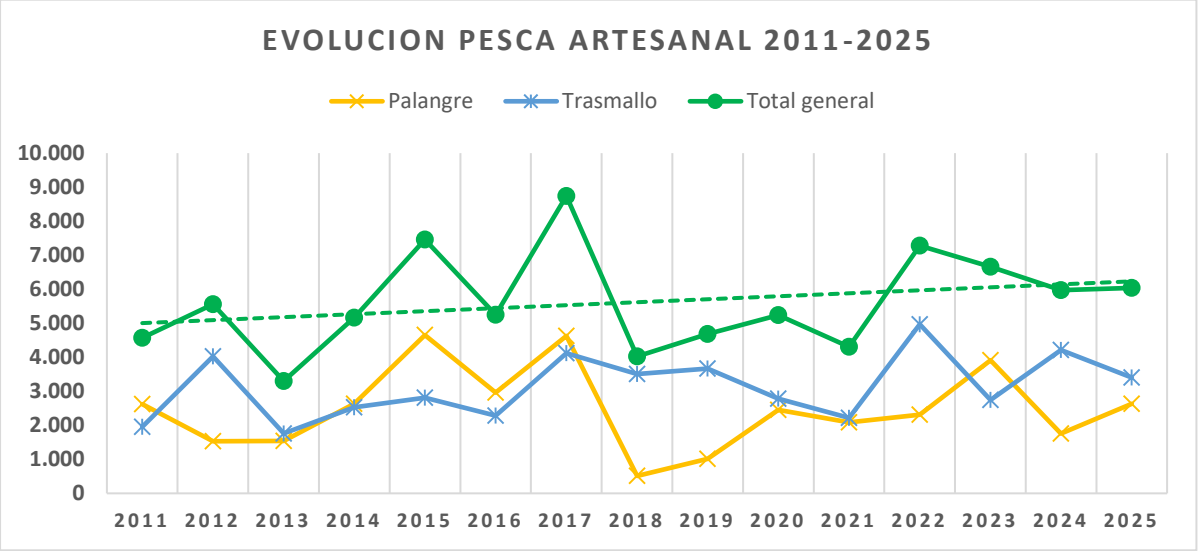
Para realizar el seguimiento de la pesca profesional, por un lado los pescadores deben entregar periódicamente unos estadillos de esfuerzo pesquero donde deben recoger una declaración de capturas de cada jornada de pesca realizada en la reserva, tanto si han obtenido capturas como si no. Este apartado es una obligación ligada a la obtención de la autorización para ejercer la pesca profesional en la reserva.

Además se realiza un control de la pesca profesional autorizada en la reserva diariamente, que puede consistir en caracterizaciones de las capturas de las embarcaciones en el puerto o zona de descarga (aplicando una medición directa de las capturas mediante el uso de un ictiómetro, o de una cinta métrica en los casos de ejemplares de gran tamaño), o mediante caracterización de capturas a bordo de las embarcaciones de pesca (se realizan sobre el total de la captura, incluyendo los ejemplares descartados, y se realizan mediante medición directa de todos los ejemplares). Este tipo de controles, además de para vigilar el cumplimiento de la normativa, permite evaluar la robustez de los datos recopilados a través de los estadillos de pesca que presentan los pescadores, obteniéndose como resultado un alta grado de cumplimiento de dicha obligación y dotando de una elevada fiabilidad a los datos recopilados, y que sirven de base para este trabajo.

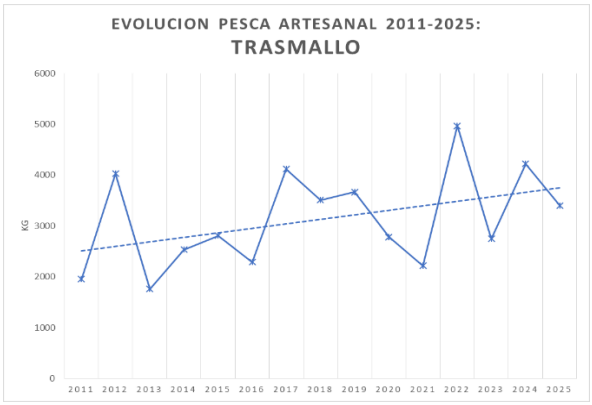
El periodo de estudio recogido en este análisis abarca los años desde 2011 al 2025.

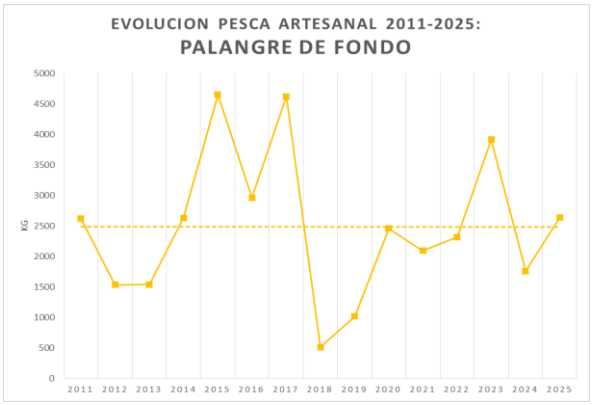
Resultados

En primer lugar, se representa la **evolución del total de las capturas**, sin hacer distinción entre especies, a lo largo del periodo de estudio. Estas capturas se desglosan en función del arte de pesca con la que se ha capturado, que como ya se ha indicado se reducen a dos modalidades: palangre de fondo gordo y trasmallo claro.

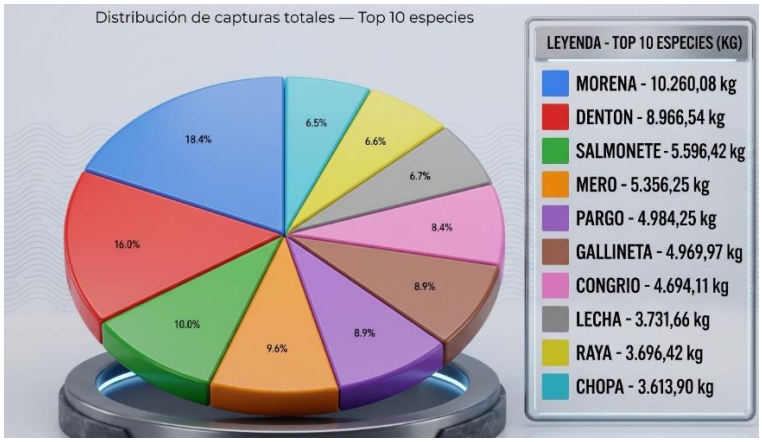


Se aprecia un ligero incremento de las capturas en general a lo largo del periodo de estudio, siendo este incremento atribuible al aumento año a año de las capturas realizadas con el trasmallo claro. Las capturas con el arte de palangre de fondo gordo tienen unas oscilaciones más acusadas entre años, advirtiéndose grandes diferencias interanuales.



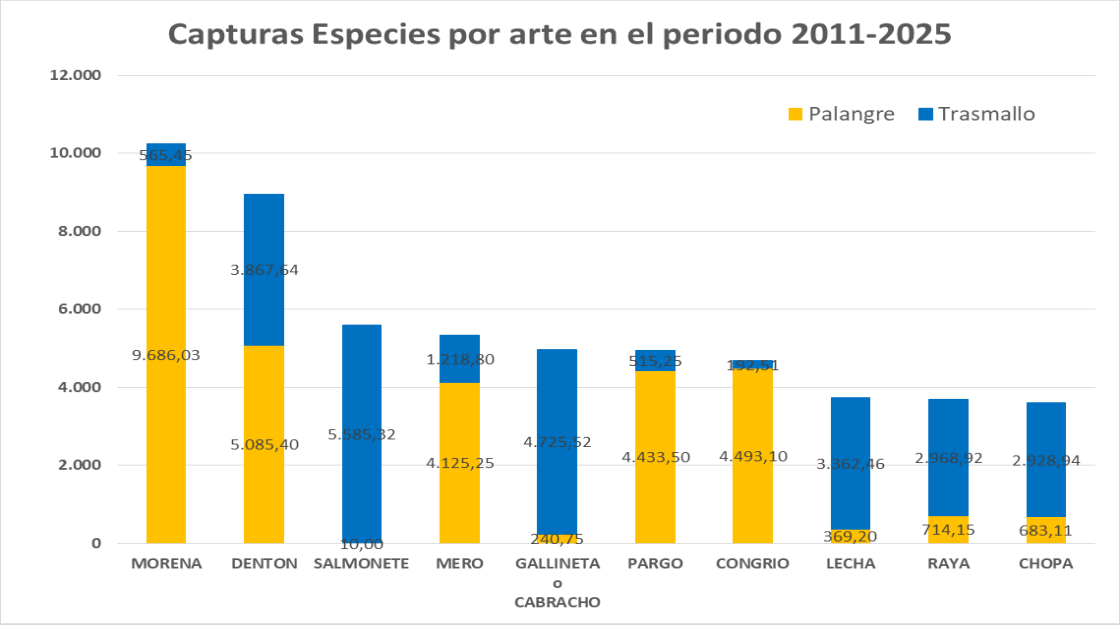


Tras analizar y representar los datos de las capturas totales a lo largo de los años 2011-2025, se realiza un análisis de cuáles son las 10 especies con más capturas durante todo el periodo. Este análisis se refleja en la siguiente tabla y gráfico:



Especie	Kg total	% del total	Kg Palangre fondo	Kg Trasmallo
MORENA (*Muraena helena*)	10.251,48	12,14	9.686,03	565,45
DENTON (*Dentex dentex*)	8.953,04	10,60	5.085,4	3.867,64
SALMONETE (*Mullus surmuletus*)	5.596,42	6,63	10,00	5.585,32
MERO (*Ephinephelus sp*)	5.344,05	6,33	4.125,25	1.218,80
GALLINETA / CABRACHO	4.966,27	5,88	240,75	4.725,52
PARGO (*Pagrus pagrus*)	4.948,75	5,86	4.433,50	515,25
CONGRIO (*Conger conger*)	4.685,61	5,55	4.493,10	192,51
LECHA / PEZ LIMON (*Seriola dumerili*)	3.731,66	4,42	369,20	3.362,46
RAYA (*Raja sp*)	3.683,07	4,36	714,15	2.968,92
CHOPA (*Spondyliosoma cantharus*)	3.612,05	4,28	683,11	2.928,94
Total Top 10 Especies	**55.772,40**	**66%**	**25.930,81**	**29.840,49**
Totales Todas Especies y Artes (2011-2025)	**84.268,43**	**100%**	**37.266,72**	**47.001,71**

En la tabla y el gráfico se incluyen las cantidades de cada una de estas especies capturadas en los 15 años de estudio, observándose que, de los 84.466,28 kg capturados en total, 55.772,40 kg son del sumatorio de estas 10 especies, lo cual supone que estas 10 especies constituyen el 66 % de todas las capturas.



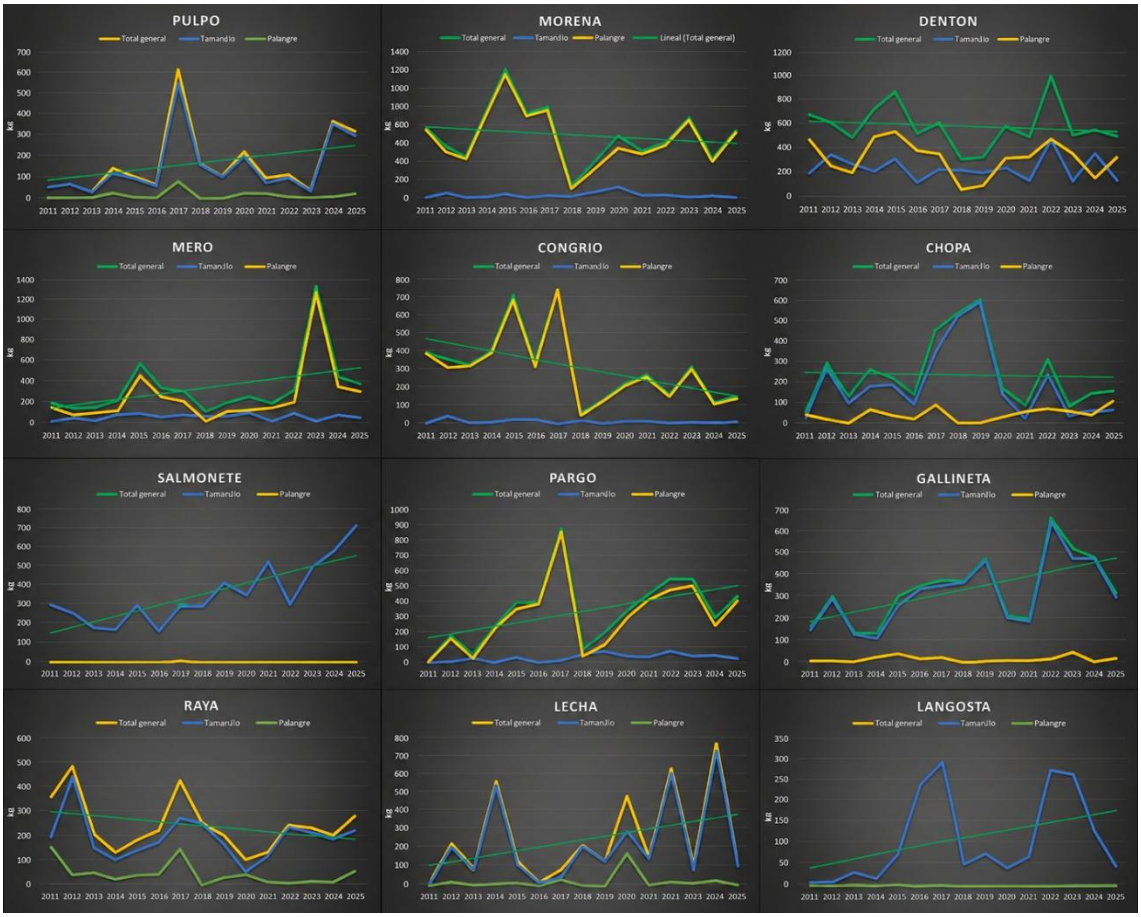
En este gráfico se representa las cantidades totales de cada especie, y el arte de pesca empleado. Se observa que la morena es la especie más capturada a lo largo de todo el periodo, y que se captura fundamentalmente con palangre de fondo.

Derivado de este análisis se puede observar que hay ciertas especies que se capturan esencialmente con el palangre, como son la morena (*Muraena helena*), el Pargo (*Pagrus pagrus*) y el Mero (*Ephinephelus sp*), mientras que el salmonete (*Mullus sp*), la lecha (*Seriola dumerili*), la gallineta y la langosta (*Palinirurus elephas*) se capturan fundamentalmente con trasmallo claro.

Como ya se ha comentado se incluye también en este trabajo el análisis de otras especies que aun teniendo volúmenes de capturas inferiores son especies que tienen una especial relevancia social y económica en la zona, como la langosta (*Palinurus elephas*) y el pulpo de roca (*Octopus vulgaris).*

Especie	Kg total	% del total	Kg Palangre fondo	Kg Trasmallo
LANGOSTA (*Palinurus elephas*)	1.665,34	1,97%	3,75	1.661,59
PULPO (*Octopus vulgaris*)	2.530,06	3,00%	233,35	2.296,71

A continuación, se representa la evolución de cada especie durante los 15 años de estudio, así como la proporción de capturas con cada arte de pesca cada año de estudio. A continuación, se incluye la representación de la evolución de cada especie.



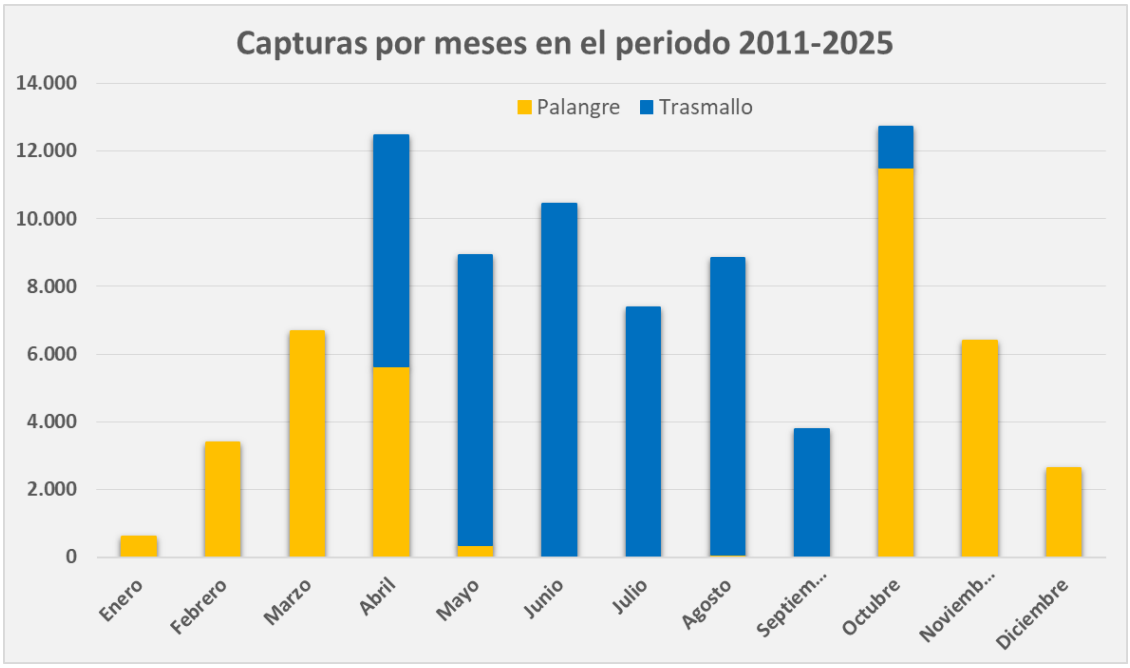
En este conjunto de gráficos se puede apreciar que hay especies que presentan una tendencia claramente alcista, con mayores capturas a lo largo del tiempo. Estas especies son: el pulpo, el salmonete, el pargo, la gallineta, la lecha, el mero y la langosta. Sin embargo, existen 3 especies cuyas capturas van descendiendo a lo largo del periodo de estudio: el grupo de las rayas, el congrio y la morena. Estas tres especies son tres de las especies con menor valor comercial de las 12 especies que se analizan, lo cual podría significar menor interés del sector pesquero por estas especies.

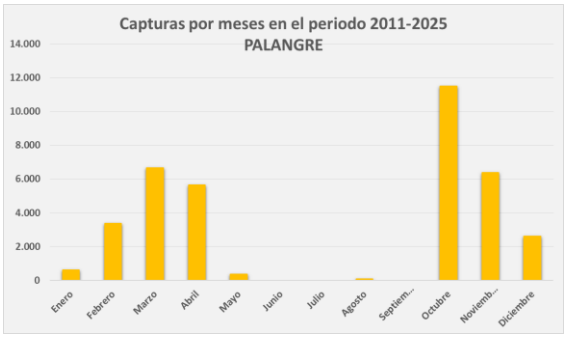
Los siguientes gráficos representan las variaciones de las especies durante cada año del periodo de estudio.

Analizando los resultados se observa que hay especies que aparecen invariablemente entre las especies con mayores capturas, como el dentón, la cual se encuentra entre las tres especies con mayores capturas en 12 de los 15 años de estudio. La morena es la segunda especie que ha estado entre las tres especies con más capturas, 11 de los 15 años.



Por último, se analizaron las capturas distribuidas a lo largo de los meses. En estas gráficas se observa claramente que los dos meses con mayores capturas son los meses de octubre y abril, que son los dos únicos meses en los que se puede simultanear el uso de los dos tipos de artes permitidos: el trasmallo claro y el palangre de fondo gordo. El tercer mes con mayores capturas es junio. La distribución de las capturas por arte es perfectamente coherente con las épocas de veda establecidas reglamentariamente, siendo predominante el palangre en los meses más fríos (de octubre a abril) y el trasmallo predomina en los meses más cálidos (de abril a octubre). Se observa también que en general son mayores las capturas de estas 10 especies con el arte de trasmallo, concentrándose sobre todo en los meses de verano.


Capturas por meses en el periodo 2011-2025
Palangre
Trasmallo
14.000
12.000
10.000
8.000
6.000
4.000
2.000
0
Enero
Febrero
Marzo
Abril
Mayo
Junio
Julio
Agosto
Septiem...
Octubre
Noviemb...
Diciembre


Capturas por meses en el periodo 2011-2025
PALANGRE


Capturas por meses en el periodo 2011-2025
TRASMALLO

Guardería de Cefalópodos

Mar Duarte, Hector.J Pulián, Inmaculada Carrasco, Julio de la Rosa

Introducción.

Los cefalópodos constituyen componentes esenciales de los ecosistemas marinos debido a su amplia distribución, elevada capacidad reproductiva y relevancia como depredadores y presas (de la Chesnais et al., 2019). Además de su importancia ecológica, presentan un notable interés comercial, representando aproximadamente el 5 % de las capturas pesqueras mundiales (FAO, 2016). España se encuentra entre los principales países consumidores de cefalópodos, aunque la disminución de las capturas en los últimos años ha dificultado el abastecimiento de la demanda (FAO, 2023).

Entre las artes tradicionales empleadas para su captura destacan las nasas, trampas semipasivas que utilizan cebos o estructuras de atracción y permanecen estáticas sobre el fondo marino (Bañón et al., 2007; Díaz, 2008). Durante los periodos reproductivos, especies como la sepia y los calamares costeros realizan desplazamientos hacia zonas someras y pueden adherir sus puestas a sustratos artificiales, incluyendo redes, cuerdas y nasas (Cabanellas-Reboredo et al., 2014; Guerra et al., 2016). La retirada de estos artes puede provocar, por tanto, la pérdida accidental de un elevado número de huevos, constituyendo una problemática descrita en distintas regiones del Mediterráneo (Blanc y Daguzan, 1998; Melli et al., 2014; Grati et al., 2018). En el norte del Adriático, se estimó la destrucción de más de tres millones de huevos de sepia asociada a la retirada de nasas durante dos temporadas de pesca (Melli et al., 2014).

Aunque existe evidencia de que los loligínidos también utilizan estructuras artificiales para la puesta y que sus cápsulas contienen numerosos huevos, la información disponible sobre este fenómeno es todavía limitada (Cabanellas-Reboredo et al., 2014; Laptikhovsky et al., 2021). La pérdida de puestas representa un posible conflicto entre la actividad pesquera artesanal y la conservación de poblaciones de cefalópodos de interés comercial. Sin embargo, no existen estudios específicos que evalúen esta problemática en el mar de Alborán, donde las características ambientales, las artes empleadas y los periodos reproductivos pueden condicionar su magnitud.

En este contexto, la preocupación manifestada por el sector pesquero del litoral granadino, especialmente en el puerto de Motril, motivó el desarrollo del presente estudio. Su objetivo es ampliar el conocimiento sobre la pérdida accidental de puestas de sepia y calamar asociada al uso de nasas, así como explorar medidas de mitigación mediante la recogida, evaluación de la viabilidad y posible reintroducción de los huevos capturados accidentalmente.

Material y métodos.

Área del estudio.

El proyecto se ha desarrollado en el puerto pesquero de Motril (Figura 1), recogiendo en la dársena pesquera las nasas con puestas de huevos de los pescadores artesanales. Para poder conservar estos huevos y realizar los estudios precisos fue necesario crear el “Laboratorio Mar de Motril” (Figura 2) situado en el mismo puerto, en un espacio cedido por la Autoridad Portuaria de Motril. El laboratorio, consta de acuarios con distintas capacidades de volumen de agua para poder mantener las puestas de huevos de ambas especies separadas, así como para poder realizar distintos controles de los parámetros a estudiar de estos desoves.



Figura 1. Localización del puerto pesquero de Motril, Granada.



Figura 2. Entrada e interior del laboratorio “Mar de Motril” situado en el puerto pesquero.

Transporte y recepción de las puestas de *Loligo vulgaris y Sepia officinalis.*

El principal colaborador de artes menores de este proyecto fue la embarcación “Leire I”. Los tres tripulantes realizan la recogida y calado de nasas de madrugada, regresando a puerto normalmente a primera hora de la mañana.

Según el protocolo establecido, cuando encontraban en las nasas recogidas puestas de cefalópodos, avisaban al técnico del Aula del Mar a cargo del proyecto o al personal de la OPP85 para recoger las nasas y trasladarlas al laboratorio Mar de Motril (Figuras 2 y 3).

Para la época de veda en la que los pescadores de artes menores no pueden calar sus nasas, los meses de julio, agosto y septiembre, se establecieron unidades experimentales cercanas al puerto de Motril para simular el calado y recogida de nasas. Lo cual permitió poder seguir recogiendo muestras y datos para el desarrollo del estudio. Tras la primera recogida de nasas y disposición de puestas en el laboratorio, fue determinada una manipulación adecuada y estandarizada para tratar los desoves. Gracias a ello, evitamos que hubiese distintos tipos de manipulaciones entre las personas implicadas a lo largo del proyecto. La manipulación consta de varios pasos (Figura 3):

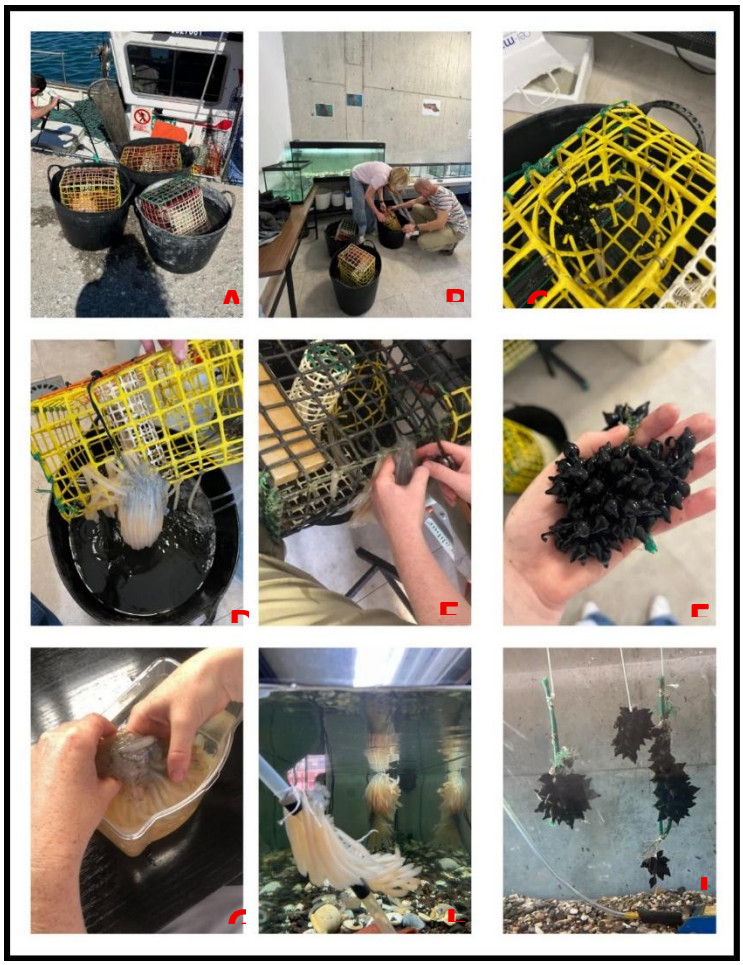


Figura 3. Proceso de transporte, recepción y deposición de las puestas en el laboratorio Mar de Motril. Puesta de las nasas en agua y con aireación (A y B). Identificación y separación de las puestas de las nasas (C, D, E y F) puesta de masas de huevos gracias a un hilo de nailon en los acuarios (G, H, I).

- Puesta de las nasas con desoves en barreños con agua de mar.
- Asegurar una buena oxigenación gracias al uso de aireadores en estos barreños.
- Separar con un cuchillo las puestas de la malla plástica de las nasas. Para realizar esta separación, se trataba siempre de intentar realizar cortes en las zonas de fijación de las masas de huevos para así no dañar ningún individuo. En el caso del calamar, es una mucosa la que mantiene unidas todas las cápsulas digitiformes de una masa de huevos puestos por una hembra, una buena manipulación consiste en realizar un corte limpio en esta mucosa sin que se separen las cápsulas y así obtener los racimos completos. Para las sepias, debido a su biología reproductiva, una manipulación exitosa es más sencilla ya que, basta con realizar un corte en el hilo que sujeta a todo el racimo de huevos. Durante este proceso, cabe destacar que también es importante realizar la separación de las puestas sin dañar las nasas de los pescadores, para que ellos no sufran pérdidas económicas por daños en sus artes.
- Unión de las masas de huevos gracias a un hilo de nailon a tubos de PVC en el interior de los acuarios para su mantenimiento.

Mantenimiento de los acuarios en laboratorio Mar de Alborán.

El laboratorio Mar de Motril, consta de tres acuarios de mayor tamaño con una capacidad de 200 litros aproximadamente, los cuales fueron utilizados para depositar y mantener las capturas accidentales.

Para los valores de salinidad, se intentaron mantener similares a los característicos del Mar de Alborán, entorno a los 36 g/L, en caso de que algún acuario se encontrase por encima de esta concentración, se realizaron correcciones con agua dulce declorada.

Con el fin de mantener todos los parámetros abióticos de los acuarios y asegurar unas condiciones adecuadas para los individuos, se realizaban renovaciones de agua de los acuarios con agua de mar mínimo una vez por semana. El agua utilizada para renovar los acuarios era traída a puerto gracias a la colaboración de los buques de artes mayores, los arrastreros, que durante sus jornadas de pesca en mar abierto llenaban garrafas de 25-30 L y las trasladaban al laboratorio en su llegada a puerto.

Tabla 1. Valores medios de parámetros abióticos medidos en cada uno de los acuarios.

Acuario	pH	T	% Saturación Oxígeno	mg oxígeno/ litro	Amonio
Calamares	7'845	22'3 C°	95%	8'325 mg O2/L	0'126 ppm
Sepias	8'18	21'2 C°	96'5%	8'65 mg O2/L	1'869 ppm
Mixto	7'66	22'3 C°	93'9%	8'25 mg O2/L	0'097 ppm

Alimentación de paralarvas de *Sepia officinalis* y *Loligo vulgaris* eclosionadas en laboratorio.

Paralarvas de ambas especies de cefalópodos fueron alimentadas durante su mantenimiento en laboratorio a largo plazo o los días previos a su reintroducción al medio natural.

Para las sepias, estudios señalan que una fuente de alimento vivo en sus primeros estadios de vida es esencial. Organismos como misidáceos y otros pequeños crustáceos como la *Artemia salina* dan resultados exitosos en el cultivo de esta especie (Pascual, 1978) por ello, las paralarvas de sepia eclosionadas en el laboratorio fueron alimentadas por individuos de pequeño tamaño de *Artemia salina* y por organismos planctónicos recogidos con una malla de 40 micras de diámetro de luz en aguas cercanas al puerto y en mar abierto gracias a embarques del técnico con buques de arrastre.

En caso de alimentación de *Loligo vulgaris* en cautividad los estudios previos realizados son muy escasos. Franz Cardoso y su equipo en 2006, mantuvieron paralarvas de una especie de *Loligo* durante 45 días en laboratorio con una dieta de zooplancton en la que incluían copepódos, micidáceos y larvas de poliquetos. En este proyecto, las paralarvas de calamar fueron alimentadas con plancton recogido con malla anteriormente mencionada

(Figura 4) así como con organismos de pequeño tamaño de *Artemia salina*.

Durante el desarrollo del proyecto también se quiso probar de forma experimental incluir en las dietas de ambos cefalópodos especies de peces y crustáceos proporcionadas por los armadores de los barcos de arrastre, fueron usadas: bacaladilla (*Micromesistius poutassou*), quisquilla (*Plesionika edwardsii*) y gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*). Estas tres especies se desmenuzaban y trituraban en fragmentos de tamaños adecuados para las paralarvas.

Reintroducción de las capturas accidentales al medio natural.

Las reintroducciones se realizaron en distintos tipos de fondos que resultaban adecuados ya que, son hábitats donde reproductores de ambas especies de cefalópodos desovan de forma natural. Los puntos escogidos para las reintroducciones fueron tres: Un primero cercano a una pradera de *Ericaria selaginoides*, un segundo punto en una pradera de *Posidonia oceánica*, y un último en un fondo arenoso cercano al Puerto de Motril donde el Aula del Mar ya había realizado estudios previos que constatan la presencia de cefalópodos (Figura 4).



Figura 4. Distintos fondos seleccionados. Pradera de *Ericaria* (A), pradera de *Posidonia* (B),

Para realizar estas reintroducciones de las capturas accidentales al medio natural, fue necesario diferenciar dos tipos de metodologías según fuesen puestas de huevos sin eclosionar o paralarvas ya eclosionadas en laboratorio.

Para los huevos sin eclosionar, fue necesario crear incubadoras (figura 5) donde poder anclar las puestas y que quedasen protegidas de la depredación, así como de los posibles impactos por hidrodinamismo. Estas incubadoras se diseñaron gracias a la ayuda de un nasero del puerto de Motril, con una estructura de acero inoxidable, malla plástica e hilo de nailon para que obtuviesen una mayor resistencia (Figura 5). Todas las incubadoras fueron fijadas gracias a picas en fondos de unos 10 metros de profundidad (Figura 6).

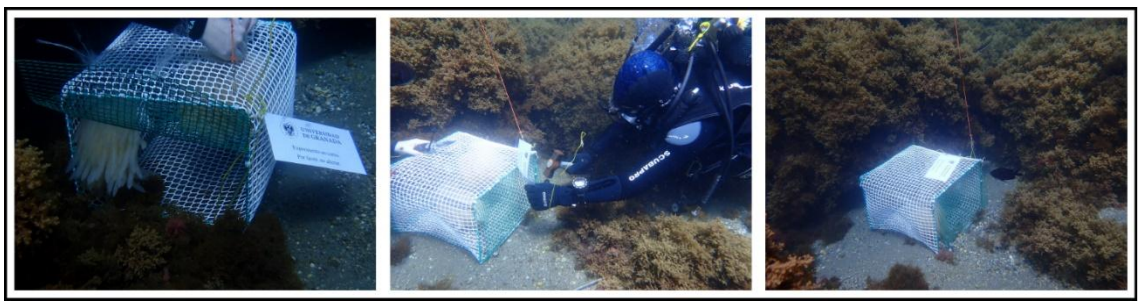


Figura 5. Proceso de anclaje de puestas y a incubadoras y su fijación en los fondos

En caso de que los individuos hubiesen eclosionado ya en laboratorio, eran recogidos de los acuarios donde se

encontraban y depositados en un recipiente cerrado herméticamente y con aireación. Estas paralarvas fueron liberadas en los mismos fondos y a la misma profundidad a la que se depositaron las incubadoras.

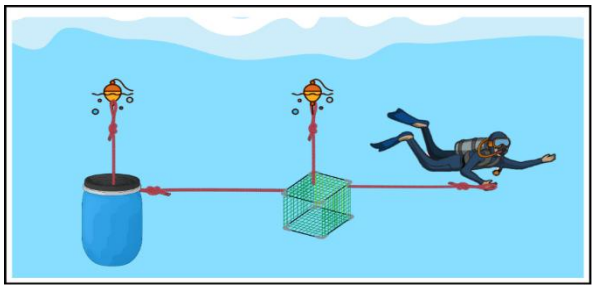


Figura 6. Esquema de forma de transporte bajo el agua durante las reintroducciones.

El acceso a los puntos de interés se llevó a cabo gracias a embarcaciones alquiladas a centros de buceo o por entrada del equipo de buzos desde la costa. En todas las reintroducciones, se transportaron al medio en el mismo buceo paralarvas y puestas de huevos que no habían eclosionado en el mismo recipiente hermético, este era arrastrado con una línea de cabo náutico que se unía también a una incubadora para que todo pudiese ser transportado por un buzo (Figura 6). Una vez situados en el fondo en el que se iba a anclar la incubadora, el recipiente era abierto para proceder primero con la liberación de las paralarvas, una vez estas habían salido se llevaba a cabo la fijación de la incubadora y la deposición de las puestas de huevos dentro de esta.

Análisis estadísticos

Para estudiar la significancia de los resultados, se realizaron distintas pruebas estadísticas. Fueron utilizados test de proporciones y test binomiales exactos partiendo de un porcentaje esperado de un 80% para analizar los datos de eclosión de ambos cefalópodos.

Resultados y discusión.

Viabilidad de las puestas de *Sepia officinallis.*

El porcentaje de eclosión fue tomado como indicador tanto de la viabilidad de las puestas de ambos cefalópodos, así como de haber realizado una manipulación exitosa de las capturas accidentales.

En el caso de las sepias, fueron recogidas un total de siete puestas. Cuatro fueron proporcionadas por el buque de arte menor Leire I, las otras tres restantes se recogieron de las unidades experimentales durante la temporada de veda.

Respecto al porcentaje de eclosión, se observó la eclosión de seis de los siete racimos de huevos tras un periodo de incubación de unos 17 días. Tanto para el test de proporciones como para el binomial exacto, se estableció como hipótesis nula que el porcentaje de puestas eclosionadas sería igual al 80% y para esta probabilidad (p= 0’8), el p-valor del test binomial resultó 0’5 y un intervalo de confianza de 0’479 ←→ 1. Es decir, que el porcentaje de eclosión real de las puestas se puede establecer entre el 48 y el 100%. Para el análisis de proporciones el p-valor obtenido fue 0’5 y un intervalo de confianza de 0’489 ←→1, indicando que el porcentaje de eclosión real se encontraría entre el 49 y el 100% (Figura 9). Estos análisis estadísticos indican que no se podría asumir que el porcentaje de eclosión de las capturas accidentales de puestas de sepias sea mayor a un

80%. Estos resultados se deben al bajo número de muestras ya que, al tener un total de siete puestas dificulta realizar las pruebas estadísticas. Al trabajar con animales en libertad y en este caso al depender de capturas accidentales de pesca, no se puede esperar siempre tener un número elevado de muestras en una sola temporada de investigación por ello, cabe destacar la importancia de las propias observaciones del equipo investigador durante el desarrollo del proyecto.

Viabilidad de las puestas de *Loligo vulgaris.*

Las puestas de calamar recogidas durante el desarrollo del proyecto fueron 27 en total. El buque de arte menor Leire I, capturó accidentalmente en sus nasas un total de 20 puestas de *Loligo vulgaris*, otros tres racimos fueron proporcionados por el buque de arrastre El señor nuestro y unas últimas cuatro por otro arrastrero llamado Fermín López, ambos buques de artes mayores capturaron estas puestas de calamar accidentalmente arrastrando sus redes.

Tras periodos de incubación de aproximadamente dos semanas se observó eclosión en la totalidad de las puestas de esta especie. Para el análisis de los datos obtenidos sobre calamar, se realizaron las mismas pruebas estadísticas, un test binomial exacto y un test de proporciones con un valor de eclosión esperado del 80% (p= 0’8). Los resultados para la prueba de proporciones fueron significativos, habiendo obtenido un p-valor de 0’0092 y un intervalo de confianza de 0’878←→1, lo que se traduce en que el porcentaje de eclosión real de estas capturas accidentales se encontraría entre un 87’8 y un 100%. Respecto a la prueba binomial exacta, mostró también significancia en los resultados, el p-valor obtenido fue 0’0024 y un intervalo de confianza de 0’895←→1, lo que indica una eclosión real entre el 89 y el 100% (Figura 7).

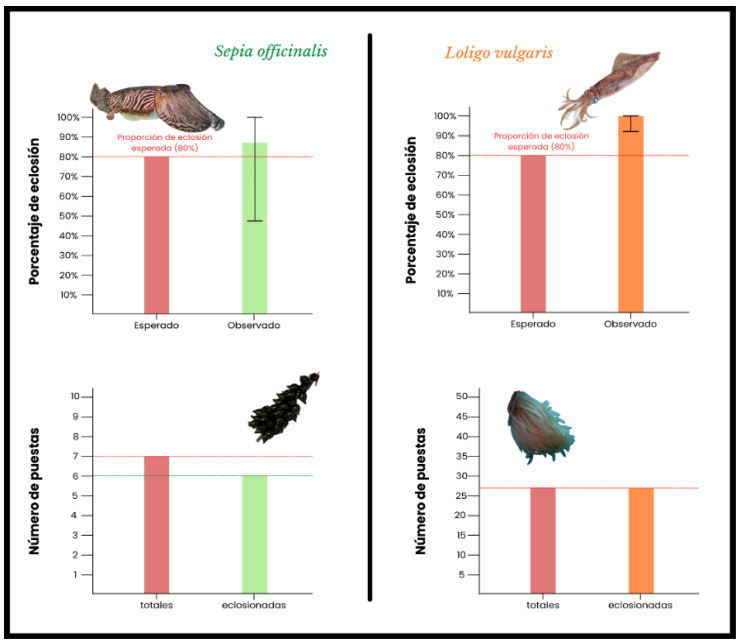


Figura 7. Gráficos de la comparación del porcentaje de eclosión de las puestas frente a lo realmente observado y del número total de puestas recogidas frente a las que han eclosionado.

Alimentación y mantenimiento de paralarvas de *Sepia officinalis* en laboratorio.

Para las distintas dietas utilizadas, hubo resultados positivos y negativos respecto a su aceptación por parte de

las sepias.

En la dieta basada en fragmentos de peces y crustáceos aportados por los pescadores de arrastre, no se observó a los individuos alimentándose, además la supervivencia y mantenimiento de estos en laboratorio no fue exitosa.

De igual manera, para la dieta que se basó en plancton cogido en la costa de Motril con la malla, no se obtuvieron buenos resultados ya que, no hubo supervivencia de las sepias en laboratorio.

La última dieta probada, la basada en individuos de *Artemia salina* de distintos tamaños, ha sido la más exitosa. Las sepias con esta alimentación mostraron una buena viabilidad y crecimiento, estando mantenidas en laboratorio actualmente con una supervivencia de más de 65 días (Figura 8).



Figura 8. Individuo de *Sepia officinalis* mantenido en laboratorio

Alimentación y mantenimiento de paralarvas de *Loligo vulgaris* en laboratorio.

Ninguna de las dietas experimentales probadas fue exitosa para los calamares. El tiempo máximo de supervivencia de las paralarvas de esta especie en laboratorio fue de 10 días, seguramente gracias a su alimentación endógena.

Pese a que no se obtuvieron resultados sobre su alimentación, este estudio ha permitido observar y extraer datos por primera vez en nuestro litoral sobre el desarrollo embrionario y paralarvas de *Loligo vulgaris* (Figura 9). Cada cápsula digitiforme tiene una longitud y peso medios de 12’9 centímetros y 6’67 gramos, contando en su interior cada una con 61’7 huevos que no se encuentran dispuestos en un mismo plano de forma paralela, sino que se distribuyen de forma irregular por toda el área circular.

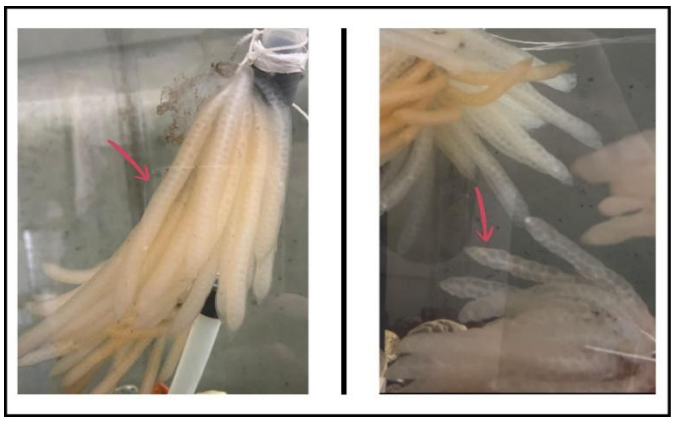


Figura 9. Cápsulas digitiformes tras tres días de la puesta (izquierda) y tras diez días (derecha)

En los días de incubación de los racimos de huevos de calamar se observan cambios fisiológicos tanto en su apariencia como en su interior. Con el paso de los días se puede observar un ensanchamiento de las cápsulas digitiformes, una pérdida de su turgencia y adquisición de mayor transparencia (Figura 9). Estos cambios morfológicos seguramente estén asociados a permitir la eclosión de las paralarvas, la pérdida de turgencia y el estado transparente por una menor consistencia en la cápsula digitiforme podrían ayudar a la degradación de la cápsula digitiforme y eclosión de las paralarvas.

Además, también se observaron cambios morfológicos en las paralarvas. Durante la incubación de las cápsulas el carácter traslúcido de estas permite diferenciar la organogénesis de las paralarvas (Figura 10) al igual que han sido descritas en otras especies de *Lóligo* como en el estudio de Barón y su equipo en 2002. Se observa la formación de la paralarva, de su aparato óptico y la disminución de tamaño de la yema que les aporta alimentación endógena para permitir el crecimiento del individuo. Tras eclosionar se diferencian cambios en los primeros días de vida, son cambios que indican un desarrollo y crecimiento rápido (Figura 11). Se pueden diferenciar diferencias en su coloración, por el desarrollo de sus cromatóforos, un aumento de tamaño, la pérdida total de la yema de alimentación endógena y una apertura de su aparato bucal.

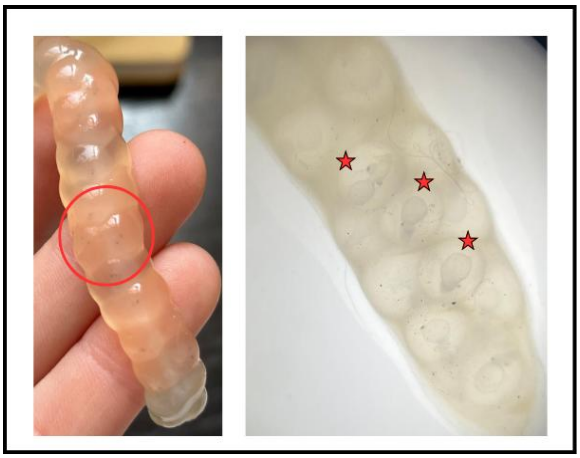


Figura 10. Desarrollo y organogénesis de las paralarvas en el interior de las cápsulas digitiformes.

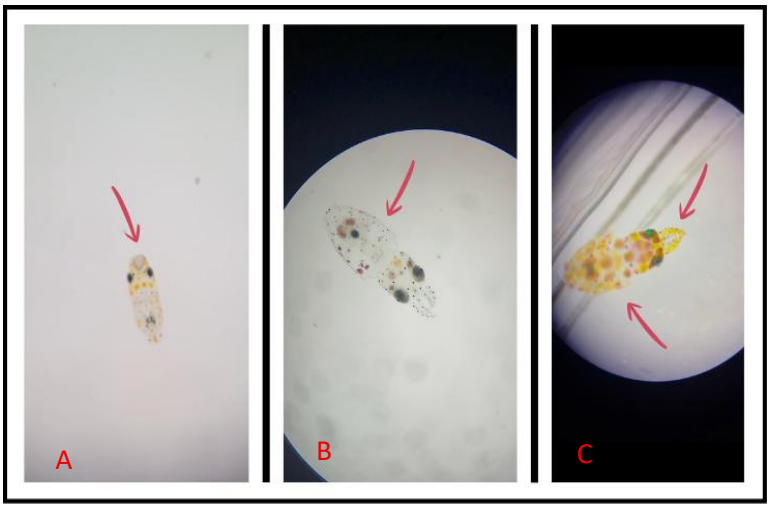


Figura 11. Diferentes morfologías de paralarvas recién eclosionadas con yema de alimentación endógena (A) y paralarvas con más días de vida (B y C).

Conclusiones

Este estudio constituye la primera aproximación de estas características en el litoral granadino y aporta información relevante sobre la captura accidental de puestas de *Loligo vulgaris* y *Sepia officinalis* asociada al uso de nasas. Los resultados obtenidos evidencian que esta problemática puede abordarse mediante medidas de mitigación orientadas a reducir la pérdida de huevos y favorecer su permanencia en el medio natural.

La eclosión de las puestas recogidas y la viabilidad de cientos de paralarvas confirman la utilidad de la metodología empleada y demuestran que estas capturas accidentales no implican necesariamente una pérdida irreversible de individuos. Los protocolos de recogida, separación, mantenimiento y reintroducción

desarrollados mostraron resultados satisfactorios y presentan potencial para su aplicación en otras zonas del Mediterráneo afectadas por una problemática similar.

Asimismo, la colaboración entre el sector pesquero, las entidades gestoras y la comunidad científica resultó fundamental para el desarrollo del proyecto y para favorecer la aceptación social de las medidas de conservación. La experiencia demuestra que la integración entre investigación, conservación y actividad pesquera permite generar soluciones más viables y sostenibles.

Finalmente, las características del puerto de Motril, junto con el reducido número de embarcaciones artesanales y la implicación de los agentes locales, ofrecen condiciones favorables para establecer protocolos de actuación permanentes. La continuidad de este tipo de iniciativas permitirá mejorar el conocimiento sobre la biología y conservación de los cefalópodos y desarrollar estrategias de gestión que compatibilicen la actividad pesquera con la conservación de la biodiversidad marina.

Bibliografía

Almonacid, E. I. (2006). *Contribución a la ecología de Sepia officinalis (Cephalopoda: Sepiidea) en Gran Canaria* [Tesis doctoral, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria].

Augustyn, C. J. (1990). Biological studies on the chokker squid *Loligo vulgaris reynaudii* (Cephalopoda; Myopsida) on spawning grounds off the south-east coast of South Africa. *South African Journal of Marine Science*, *9*(1), 11–26.

Bañón, R., Campelos, J. M., García, M., Quintero, F., Ribó, J., Lamas, F., Gancedo, A., Rodríguez, M. E., Arnáiz, R., & Garazo, A. (2007). La pesca de pulpo común con nasas en la costa gallega, 1999-2004. *Los recursos marinos de Galicia. Serie técnica*, (6).

Blanc, A. & Daguzan, J. (1998). Artificial surfaces for cuttlefish eggs (*Sepia officinalis L*.) in Morbihan Bay, France. *Fisheries Research*, 38(3), 225–231.

Bloor, I. S., Attrill, M. J. & Jackson, E. L. (2013). A review of the factors influencing spawning, early life stage survival and recruitment variability in the common cuttlefish (*Sepia officinalis*). *Advances in Marine Biology,* 65, 1–65.

Cabanellas-Reboredo, M., Calvo-Manazza, M., Palmer, M., Hernández-Urcera, J., Garci, M. E., González, Á. F., Guerra, A. & Morales-Nin, B. (2014). Using artificial devices for identifying spawning preferences of the European squid: usefulness and limitations. *Fisheries Research*, 157, 70–77.

Cabanellas-Reboredo, M., Sestelo, M., Palmer, M. & Regueira, M. (2015). Identificación y caracterización de hábitats esenciales para tres especies de cefalópodos en los parques nacionales de las islas atlánticas de Galicia y Cabrera. *Proyectos de investigación en Parques Nacionales: 2012–2015* (p. 18).

de la Chesnais, T., Fulton, E. A., Tracey, S. R. y Pecl, G. T. (2019). The ecological role of cephalopods and their representation in ecosystem models. *Reviews in Fish Biology and Fisheries,* 29, 313–334.

Díaz, R. B. (2008). La pesca con nasas en Galicia: una visión histórica. *Anuario Brigantino*, 31, 493–504.

Feliu, B. (2016). *studio de la efectividad de substratos artificiales como lugares de puesta de sepia y calamar* [Tesis doctoral, Universitat Politècnica de València].

Food and Agriculture Organization of the United Nations (2023). Cephalopods — *Tighter supplies and rising prices.*

Grati, F., Fabi, G., Scarcella, G., Guicciardi, S., Penna, P., Scanu, M., Leoni, S., Riminucci, F., Frittelloni, C., Gagliardini, L. & Bolognini, L. (2018). Artificial spawning substrates and participatory research to foster cuttlefish stock recovery: a pilot study in the Adriatic Sea. *PLoS One*, 13(10), Artículo e0205877.

Guerra, Á., Hernández-Urcera, J., Garci, M. E., Sestelo, M., Regueira, M., Gilcoto, M. & González, Á. F. (2016). Spawning habitat selection by the common cuttlefish *Sepia officinalis* in the Cíes Islands (Northwest Spain). *Fisheries Research*, 183, 44–54.

Laptikhovsky, V., Cooke, G., Barrett, C., Lozach, S., MacLeod, E., Oesterwind, D., Sheerin, E., Petroni, M., Barnwall, L., Robin, J.P., Allcock L. & Power, A. M. (2021). Identification of benthic egg masses and spawning grounds in commercial squid in the English Channel and Celtic Sea*: Loligo vulgaris* vs *L. forbesii*. *Fisheries Research*, 241, Artículo 106004.

Melli, V., Riginella, E., Nalon, M. & Mazzoldi, C. (2014). From trap to nursery. Mitigating the impact of an artisanal fishery on cuttlefish offspring. *PLoS One*, 9(2), Artículo e90542.

Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. (2014*). Informe del mercado de cefalópodos de abril de 2014* (Informe nº 12). Secretaría General de Pesca.

Pascual, E. (1978). Crecimiento y alimentación de tres generaciones de *Sepia officinalis* en cultivo.

Pierce, G. J., Allcock, L., Bruno, I., Bustamante, P., Gonzalez, A., Guerra, Á., Jereb, P., Lefkaditou, E., Malham, S., Moreno, A., Pereira, J., Piatkowski, U., Rasero, M., Sánchez, P., Santos, M.B., Santurtún, M., Seixas, S., Sobrino, I. & Villanueva, R. (2010). *Cephalopod biology and fisheries in Europe* (ICES).

Sánchez Tocino, L., & Ocaña Martín, A. (2003). *Fauna marina.* Diputación de Granada Los Libros de la Estrella.

Sauer, W. H. H., Smale, M. J. & Lipinski, M. R. (1992). The location of spawning grounds, spawning and schooling behaviour of the squid *Loligo vulgaris reynaudii* (Cephalopoda: Myopsida) off the Eastern Cape Coast, South Africa. *Marine Biology*, 114, 97–107.

Seguimiento de la actividad pesquera de la flota artesanal en la costa andaluza

Estefanía León[1], Blanca Partida[2], Ángela María Márquez[2], Julen Jiménez[1], Jorge Baro[1] y José Miguel Serna[1].

1.- Instituto Español de Oceanografía. Centro Oceanográfico de Málaga.
2.- Instituto Español de Oceanografía. Centro Oceanográfico de Cádiz.

Introducción.

La caracterización espacial de la pesca artesanal sigue suponiendo un reto debido a la diversidad de modalidades y a las limitaciones de las fuentes de posicionamiento disponibles. En Andalucía, este análisis puede abordarse mediante la integración de distintas fuentes de información pesquera y espacial.

Ante esta necesidad, la Junta de Andalucía dispone de un sistema propio de posicionamiento por GPS, conocido como «Cajas Verdes» (Decreto 64/2012). Este sistema se está implantando en las embarcaciones pesqueras artesanales de la flota andaluza, con independencia de su eslora, y transmite la posición mediante un módulo inalámbrico con una frecuencia aproximada de tres minutos. Paralelamente, la reforma del sistema europeo de control pesquero amplía progresivamente las obligaciones de seguimiento electrónico al conjunto de la flota pesquera de la UE, incluyendo los buques de pequeña escala (Reglamento (UE) 2023/2842).

El litoral andaluz se integra en dos marcos geográficos de evaluación diferentes, el Atlántico (CIEM) y el Mediterráneo (CGPM), asociados a programas y fuentes de información con estructuras distintas. Por ello, fue necesario realizar un proceso previo de armonización para abordar el análisis conjunto de ambas demarcaciones.

El seguimiento de la actividad pesquera de la flota artesanal se desarrolla en el marco del proyecto 28-ESMARES 3-HUMUH, orientado a mejorar el conocimiento sobre la interacción entre la actividad pesquera y los espacios marinos protegidos de competencia estatal. Para ello se combinan distintas fuentes de información, entre ellas notas de venta, registros de posicionamiento, encuestas al sector y observaciones a bordo.

La disponibilidad de series históricas de posicionamiento permite describir la distribución espacial del esfuerzo, analizar su evolución temporal e identificar patrones asociados a distintas pesquerías. Esta información contribuye a evaluar la interacción entre la actividad pesquera y los espacios protegidos y a apoyar una gestión pesquera basada en el enfoque ecosistémico.

Objetivo

El objetivo de este trabajo es caracterizar la evolución y distribución espacial de la actividad de la flota artesanal andaluza durante el periodo 2014-2024 mediante la integración de datos de actividad pesquera y registros de posicionamiento. Para ello se analiza la evolución de la flota y de las capturas, se identifican los principales patrones espaciales de esfuerzo y las áreas núcleo de pesca, y se examinan sus diferencias entre demarcaciones

y grupos de artes.

Metodología

En el presente trabajo se han empleado dos fuentes principales de información: las notas de venta obtenidas de la base de datos SIRENO del Instituto Español de Oceanografía (que incluyen la fecha de descarga, la identificación de la embarcación, el peso exacto por especie y el valor económico, además del arte asociado a cada marea) y los registros de posicionamiento del sistema de Cajas verdes de la Junta de Andalucía. Este último sistema, aparte de los registros de posición, aporta datos de rumbo, hora y velocidad con una frecuencia de registro de aproximadamente tres minutos y una cobertura temporal superior a diez años.

Esa información de posicionamiento, se cruza con las notas de venta para asignar un arte de pesca a cada posición. El análisis de las capturas y de la flota con actividad registrada se realizó a partir de las notas de venta, considerando el periodo 2014-2024 para para la demarcación sudatlántica y la demarcación de Estrecho y Alborán.

A partir de esta información se identificaron los principales grupos de artes de pesca del litoral andaluz, que fueron agrupados en las siguientes categorías: dragas y rastros, trampas (nasas y cadufos), enmalle y trasmallo, líneas de mano y palangre de fondo.

Los datos de posicionamiento fueron sometidos a un preprocesamiento para eliminar registros anómalos, como posibles puntos en tierra o valores incompatibles de dirección o velocidad. Posteriormente, se aplicaron filtros de velocidad específicos para cada pesquería con objeto de identificar las posiciones asociadas a actividad pesquera, y los registros se integraron en una cuadrícula espacial de 0,05 × 0,05°. A partir de estas posiciones se calcularon las horas de pesca por celda, utilizadas como indicador del esfuerzo pesquero. Sobre esta información se analizaron las tendencias temporales del esfuerzo mediante modelos lineales generalizados y se delimitaron las áreas núcleo de pesca como el conjunto de celdas que acumula el 90 % del esfuerzo durante el periodo de estudio. Para el análisis de tendencias se consideraron únicamente las celdas con al menos tres años con actividad y las tendencias se clasificaron según el signo de la pendiente y su significación estadística ($p < 0,05$) (Fernández-Arcaya et al., 2024; ICES, 2024). Todos los análisis estadísticos se realizaron en R (R Core Team, 2026).

Resultados

A continuación, se presentan los principales resultados sobre la evolución de la flota y las capturas, la distribución espacial del esfuerzo pesquero y las diferencias observadas entre demarcaciones y grupos de artes durante el periodo 2014-2024.

1.- Análisis de flota (hojas de venta).

Para caracterizar la evolución de la flota artesanal andaluza se analizó el número anual de embarcaciones con actividad registrada en las hojas de venta durante el periodo 2014-2024.

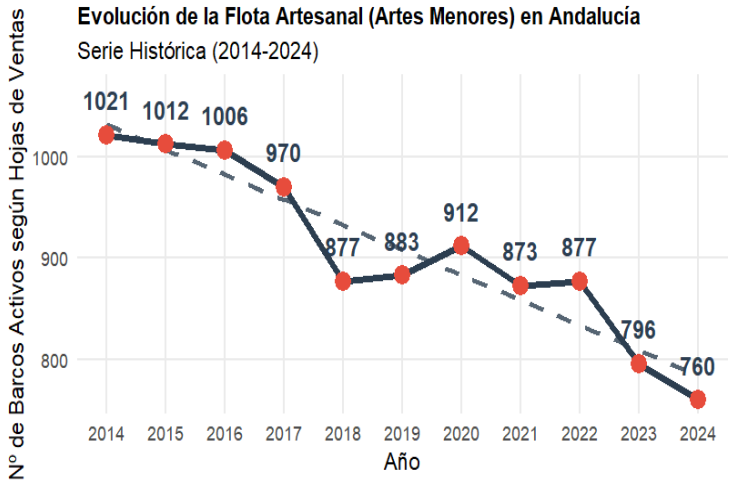


Figura 1. Evolución flota artesanal Andaluza según registros de Hojas de ventas.

La evolución temporal de la flota artesanal andaluza muestra una reducción general del número de embarcaciones con actividad registrada a lo largo del periodo 2014-2024, aunque con fases de relativa estabilidad y algunos repuntes interanuales. Los valores más bajos se alcanzan al final de la serie. Dado que estos datos proceden de las hojas de venta, los resultados reflejan la evolución de las embarcaciones con actividad pesquera registrada y no necesariamente cambios equivalentes en el tamaño total de la flota censada.

2.- Análisis de capturas (hojas de venta).

Para analizar la evolución de la producción de la flota artesanal andaluza se examinaron las capturas anuales registradas en las hojas de venta durante el periodo 2014-2024.

Las capturas de la flota artesanal andaluza muestran una reducción general a lo largo del periodo, aunque con oscilaciones interanuales importantes. La caída más acusada se observa en 2018, seguida de una recuperación parcial en 2019 y valores más estables, aunque inferiores a los del inicio de la serie, durante los últimos años. El valor de 2018 debe interpretarse con precaución, ya que en la demarcación sudatlántica se ha detectado una discontinuidad en los registros artesanales durante parte de ese año, la cual no corresponde con el registro de buques en activo.

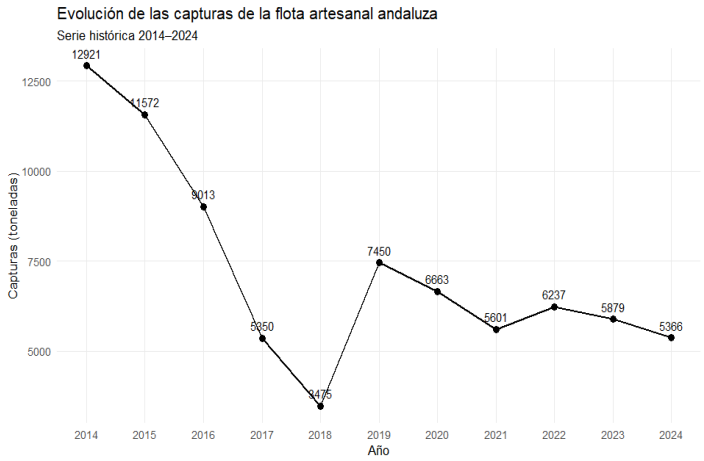


Figura 2. Evolución anual de las capturas de la flota artesanal andaluza (2014-2024)

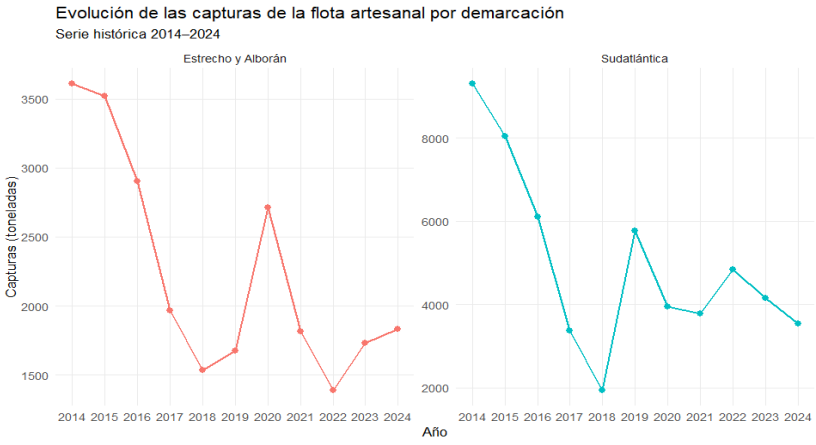


Figura 3. Evolución anual de las capturas de la flota artesanal por demarcación (2014-2024).

Al separar las capturas por demarcación, se observan trayectorias diferentes. En el Estrecho y Alborán, tras el descenso inicial, se produce una recuperación parcial y, posteriormente, una evolución oscilante. En la sudatlántica, destaca el fuerte repunte de 2019, seguido de valores inferiores a los registrados al inicio del periodo. El dato de 2018 en la sudatlántica debe interpretarse con prudencia debido a la discontinuidad detectada en los registros artesanales de ese año.

3.- ANÁLISIS DE CAJAS VERDES Y HOJAS DE VENTA.

Para caracterizar la distribución espacial de la actividad pesquera se analizaron los registros de posicionamiento de las Cajas Verdes, integrados con la información de las hojas de venta para asignar las actividades a los distintos grupos de artes.

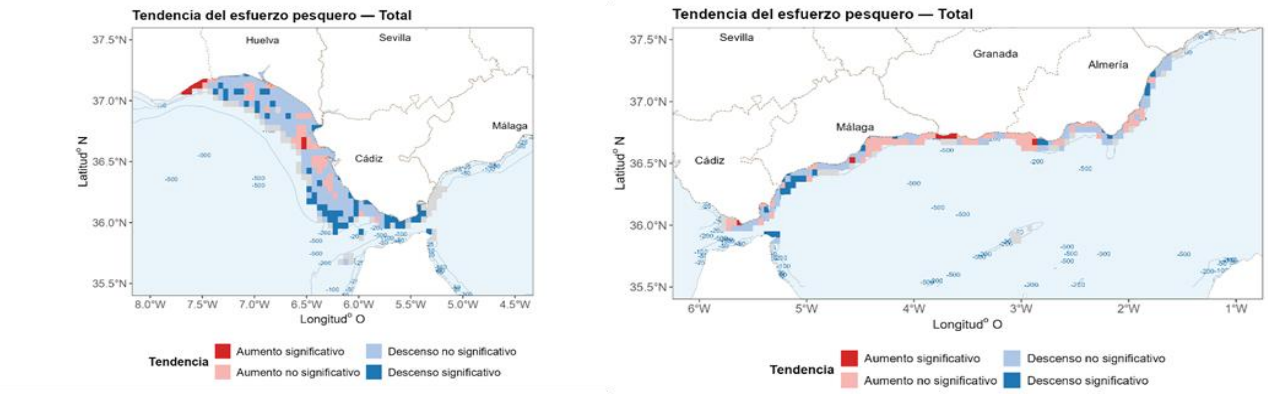


Figura 4. Tendencias esfuerzo pesquero litoral andaluz

El esfuerzo pesquero en el litoral andaluz es heterogéneo y presenta dinámicas opuestas entre el Atlántico y el Mediterráneo**.** El Golfo de Cádiz muestra un patrón mixto con aumentos al norte y descensos significativos en el entorno del Estrecho**.** Por el contrario, la demarcación mediterránea está dominada por una reducción generalizada de la actividad (tonos azules)**,** concentrada con fuerza a lo largo de la costa de Málaga, mientras que los incrementos (tonos rojizos) quedan limitados de forma muy fragmentada a sectores específicos de Granada y Almería.

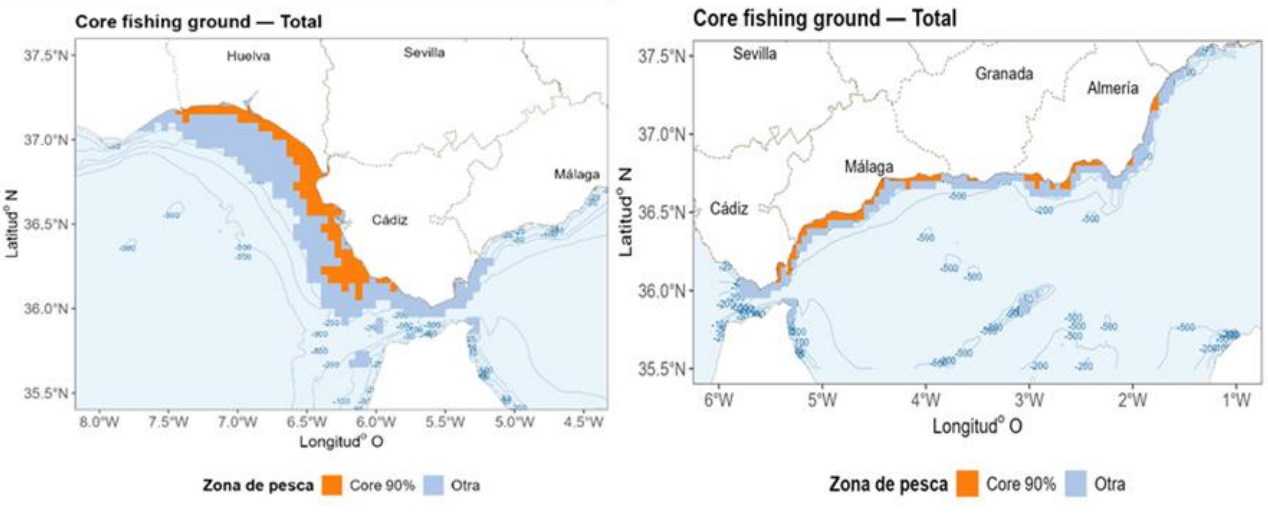


Figura 5. Descripción de las zonas de pesca.

A partir de la distribución acumulada del esfuerzo se delimitaron las áreas núcleo de pesca (core fishing ground), entendidas como los principales caladeros y definidas como el conjunto de celdas que concentra el 90 % del esfuerzo registrado durante el periodo de estudio.

En cuanto a los caladeros, en ambos mapas la zona resaltada en naranja representa las áreas núcleo de pesca. El análisis espacial muestra diferencias claras entre ambas demarcaciones. En el Golfo de Cádiz (sector occidental y central), el caladero muestra una gran anchura y una notable continuidad espacial en el entorno de Huelva y Cádiz, estrechándose al acercarse al Estrecho. Por el contrario, en la demarcación mediterránea, las áreas núcleo son más estrechas y fragmentadas en los sectores de Málaga y Granada, mientras que aumentan su continuidad y extensión hacia el este, consolidándose en esta última provincia como un caladero homogéneo y compacto, asociado a la estructura batimétrica costera.

4.- ANÁLISIS POR ARTE DE PESCA.

Dada la heterogeneidad de la flota artesanal, se analizaron por separado los principales grupos de artes: dragas y rastros, trampas (nasas y cadufos), enmalle y trasmallo, líneas de mano y palangre de fondo, con objeto de comparar su evolución, composición de capturas y distribución espacial.

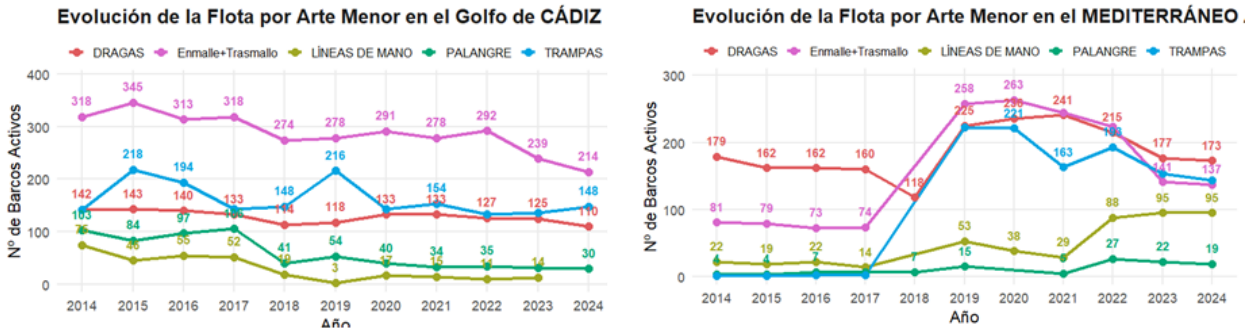


Figura 6. **Evolución flota artesanal por artes y por demarcaciones.**

La evolución de las capturas por grupo de arte también muestra diferencias entre demarcaciones y modalidades de pesca.

En el Golfo de Cádiz se observa un descenso general de la flota activa, especialmente marcado en enmalle y trasmallo, palangre y líneas de mano. Las trampas presentan una evolución más variable, con máximos destacados en 2015 y 2019.

En el Mediterráneo andaluz se aprecia una mayor variabilidad temporal. Destaca el fuerte incremento registrado a partir de 2018-2019 en enmalle y trasmallo, dragas y rastros, y trampas, seguido de una disminución en los últimos años. Las líneas de mano muestran igualmente un incremento durante los últimos años del periodo, estabilizándose por encima de los valores iniciales. El palangre mantiene una presencia reducida durante todo el periodo.

En conjunto, ambas demarcaciones muestran evoluciones diferenciadas según el grupo de arte. Mientras que en el Golfo de Cádiz predomina una evolución más estable y generalmente descendente, en el Mediterráneo andaluz se observan cambios más marcados entre periodos y modalidades.

La evolución de las capturas por grupo también muestra diferencias notables entre grupos de demarcaciones y modalidades de pesca.

En el Golfo de Cádiz, las mayores capturas corresponden principalmente a dragas y rastros, enmalle y trasmallo y trampas, mientras que el palangre de fondo y las líneas de mano presentan valores inferiores durante la mayor parte del periodo. En el Mediterráneo andaluz, dragas y rastros muestran valores elevados al inicio del periodo y una evolución más irregular, mientras que las trampas adquieren mayor importancia en los últimos años y el enmalle y trasmallo mantiene un peso relevante durante todo el periodo. Las líneas de mano presentan valores generalmente bajos, aunque aumentan de forma notable en 2024. En particular, en la demarcación sudatlántica se ha detectado una discontinuidad en los registros de la flota artesanal durante 2018, especialmente entre enero y septiembre, por lo que las variaciones asociadas a ese año deben ser interpretadas con cautela.

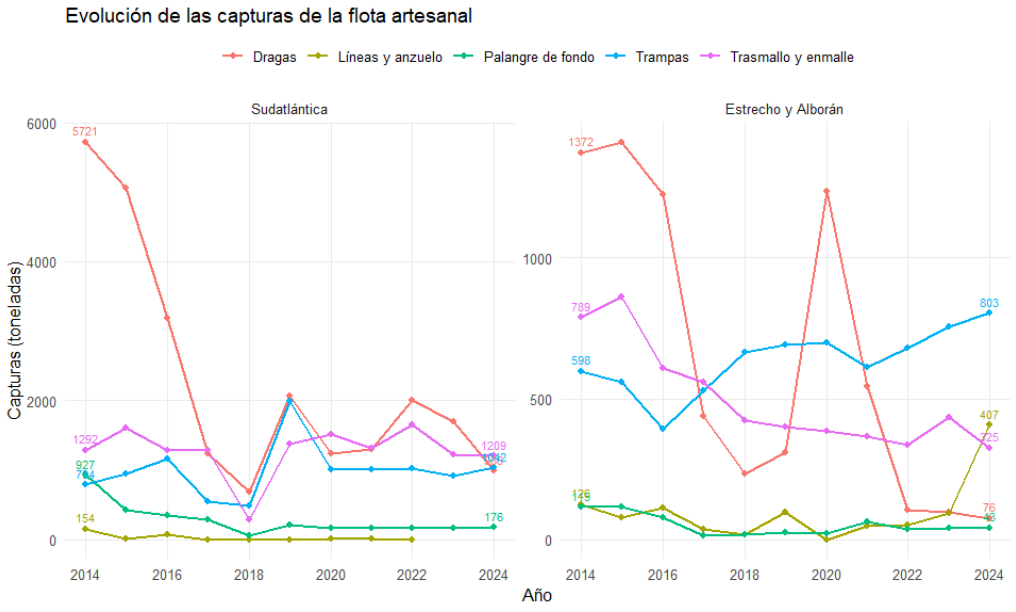


Figura 7. Evolución de las capturas de la flota artesanal por grupo de arte y demarcación (2014-2024). *Nota: las escalas del eje Y son independientes entre demarcaciones. La serie sudatlántica de 2018 presenta una discontinuidad en los registros artesanales pendiente de revisión.*

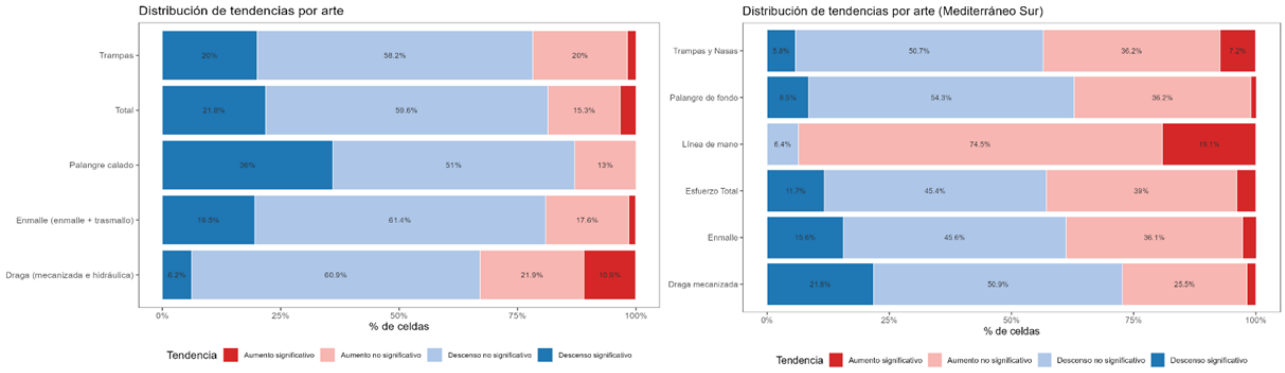


Figura 8. Tendencias esfuerzo por artes menores Golfo de Cádiz y Mediterráneo andaluz.

Al analizar las tendencias de esfuerzo por grupo de arte, se observa un predominio de tendencias decrecientes de carácter no significativo, en buena parte de las modalidades estudiadas. En el conjunto del área del Golfo, el palangre presenta una mayor proporción de descensos significativos, mientras que las dragas y rastros concentran una mayor proporción de incrementos significativos.

En el Mediterráneo andaluz se mantiene el predominio de tendencias negativas no significativas, aunque se observa una mayor presencia de incrementos, especialmente en las líneas de mano y, en menor medida, en trampas y nasas.

Dado que el foro se centra en el Mediterráneo, se analiza con mayor detalle la demarcación Estrecho y Alborán y, dentro de ella, el enmalle y trasmallo, uno de los grupos de artes mejor representados en la base de datos y con mayor cobertura espacial y temporal. En este grupo de artes predominan las tendencias de aumento del esfuerzo, aunque en su mayoría no son estadísticamente significativas.

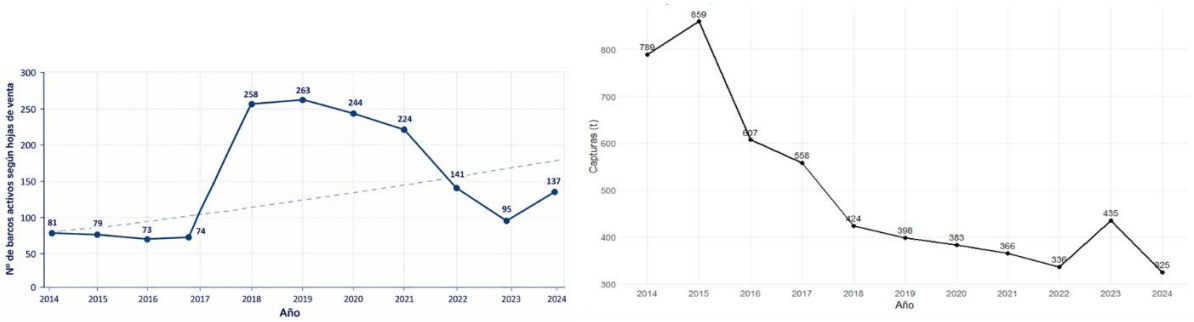


Figura 9. Evolución de la flota activa y las capturas de enmalle y trasmallo en Estrecho y Alborán (2014-2024)

La evolución de la flota activa y de las capturas de enmalle y trasmallo en Estrecho y Alborán muestra patrones diferentes. El número de embarcaciones con actividad registrada se mantiene relativamente estable entre 2014 y 2017, aumenta de forma marcada en 2018-2019 y desciende posteriormente, aunque sin volver a los valores iniciales. En cambio, las capturas muestran una tendencia general descendente a lo largo del periodo, con una reducción acusada desde 2015 y un repunte puntual en 2023. En conjunto, ambas series no evolucionan de

forma paralela, por lo que los cambios en el número de embarcaciones activas no se traducen necesariamente en variaciones equivalentes de las capturas.

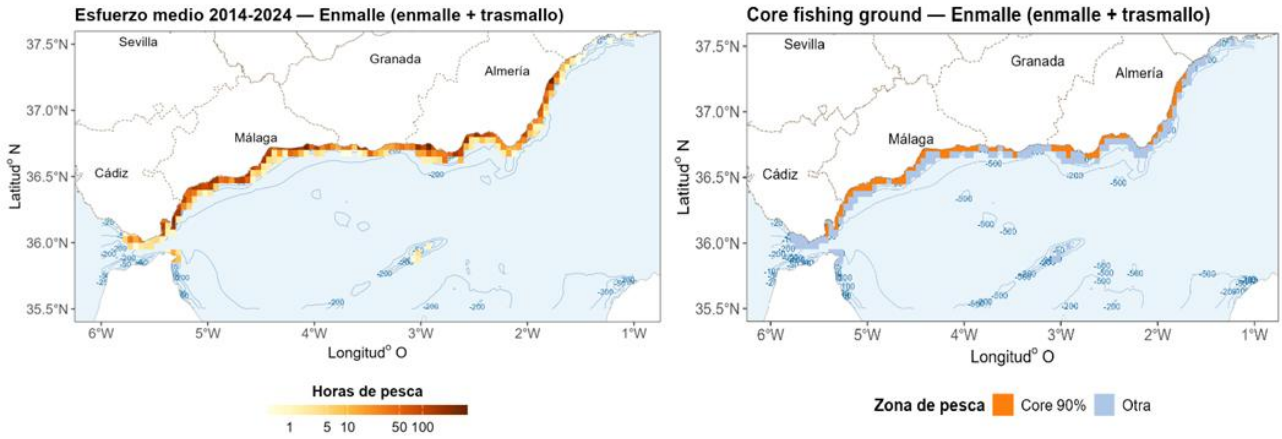


Figura 10. Esfuerzo medio y áreas núcleo de pesca de enmalle y trasmallo en Estrecho y Alborán (2014-2024).

El análisis espacial muestra que el enmalle y trasmallo es uno de los grupos de artes mejor representados en la base de datos y presenta una cobertura prácticamente continua a lo largo de la costa mediterránea andaluza. En comparación, otras modalidades, como las líneas de mano, el palangre o las trampas, presentan una distribución más limitada y una menor densidad de registros.

Esta elevada cobertura permite caracterizar con mayor detalle la distribución espacial del esfuerzo asociado, mostrando un marcado gradiente geográfico a lo largo del litoral mediterráneo andaluz. Mientras que la costa de Málaga presenta valores relativamente más bajos de esfuerzo medio, la actividad aumenta progresivamente hacia el este, alcanzando los valores más elevados en el litoral almeriense.

La delimitación de las áreas núcleo de pesca (Core 90 %) muestra una elevada continuidad espacial de esta pesquería a lo largo de la demarcación, siendo especialmente extensa en la provincia de Almería. Asimismo, las cuadrículas con mayor intensidad de uso se localizan principalmente en este sector del litoral, donde se registran valores superiores a 100 horas de actividad acumulada por cuadrícula.

Además de su distribución espacial, la información de las hojas de venta permite caracterizar la composición de las capturas asociadas a este grupo de artes.

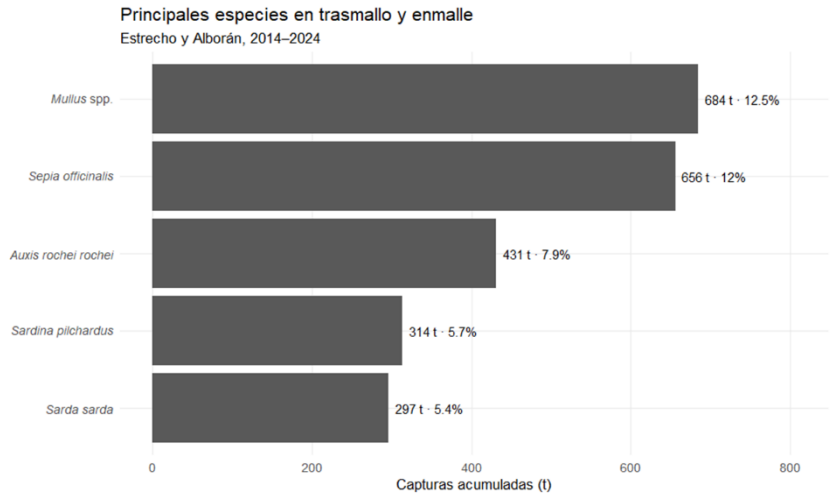


Figura 11. Principales especies en las capturas de enmalle y trasmallo en Estrecho y Alborán (2014-2024).

El enmalle y trasmallo presenta una composición de capturas diversificada. Las principales especies representan porcentajes relativamente similares y ninguna concentra por sí sola una parte dominante de las capturas.

Conclusiones.

1.-Los datos de posicionamiento procedentes de las Cajas Verdes permiten caracterizar con alta resolución espacial y temporal la actividad de la flota artesanal andaluza, facilitando la identificación de áreas de pesca y la evaluación de la distribución del esfuerzo.3

2.- La integración de las Cajas Verdes con las notas de venta permite combinar información espacial y pesquera, aunque ambas fuentes presentan coberturas y limitaciones diferentes, por lo que su uso conjunto requiere procedimientos específicos de validación y armonización.

3.- Los resultados muestran diferencias espaciales y temporales entre demarcaciones y grupos de artes, y aportan información útil para mejorar el conocimiento de la actividad pesquera artesanal y apoyar la evaluación de sus posibles interacciones con los espacios marinos protegidos

Bibliografía

- Decreto 64/2012, de 13 de marzo, por el que se regulan las jornadas y horarios de las actividades de marisqueo y pesca profesional y el sistema de localización y seguimiento de embarcaciones pesqueras andaluzas. BOJA núm. 59, de 26 de marzo de 2012.
- Fernández-Arcaya, U., et al. (2024). *Bottom fishing beyond trawling. Spatio-temporal trends of mobile and static bottom fisheries on benthic habitats*. Marine Policy, 159, 105805.
- ICES. (2024). *Workshop on Trade-offs between the Impact of Fisheries on Seafloor Habitats and their Landings and Economic Performance (WKTRADE4).* ICES Scientific Reports, 6:20.
- R Core Team. (2026). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

- Reglamento (UE) 2023/2842 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 22 de noviembre de 2023, por el que se modifica el Reglamento (CE) n.º 1224/2009 del Consejo y otros reglamentos en lo que respecta al control de la pesca. Diario Oficial de la Unión Europea, 20 de diciembre de 2023.
- Vargas-Yáñez, M., et al. (2023). Estudio de los patrones fitoplanctónicos en el mar de Alborán y en el golfo de Cádiz: similitudes y diferencias. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural. Sección Biológica*, 117, 45-58.

Factores ambientales asociados a la dinámica poblacional de *Gymnammodytes* spp. en la costa catalana

Cristina López-Pérez[1,2], Mireia G. Mingote[1,2], Ferran Bustos[1,2], Patrícia Poch Isern[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, España.
2 Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC), Passeig Marítim de la Barceloneta 37-49, 08003 Barcelona,España.

1. Introducción

El término "sonso" designa en Cataluña, de forma conjunta, a dos especies de la familia Ammodytidae: *Gymnammodytes cicerelus* (“sonso blau”) y *G. semisquamatus* (“sonso ros”), esta última confirmada en el Mediterráneo desde 1990 (Sabatés et al., 1990). Son peces de pequeño tamaño (4-16 cm) y ciclo de vida corto (1-2 años), asociados a fondos de grava o arena (5-20 m), que permanecen enterrados gran parte del día y emergen en bancos para alimentarse de zoo y fitoplancton. Se reproducen entre diciembre y marzo (Sánchez et al., 2016). En la costa catalana, la pesquería captura también, de forma accesoria, dos góbidos de talla diminuta, *Aphia minuta* y *Crystallogobius linearis*.

Ecológicamente, las especies del género *Gymnammodytes* ocupan un nivel trófico intermedio, constituyendo un vínculo clave entre la producción primaria y los niveles tróficos superiores: son presa habitual de aves marinas, peces piscívoros y mamíferos marinos.

La pesquería se desarrolla en la costa central y norte de Catalunya, entre Badalona y L'Estartit, mediante la "sonsera", un cerco de jábega de alta selectividad (capturas accesorias del 2-3% en peso), a través de una flota artesanal de pequeña escala de 26 embarcaciones autorizadas, distribuidas en un número reducido de puertos (Lleonart et al., 2014). La temporada de pesca se extiende de marzo a mediados de diciembre, con una veda invernal que coincide con el periodo de reproducción de la especie.

Desde 2012, la pesquería se gestiona mediante un modelo de cogestión (Comité integrado por administración, sector pesquero, ciencia y ONG) surgido tras el cierre temporal de la pesquería en 2012 por falta de respaldo científico ante el Reglamento (CE) 1967/2006. El Plan de Gestión resultante (Ordre AAM/87/2014) reabrió la pesquería bajo un TAC anual revisable, y desde entonces el Comité ha ejercido una gestión adaptativa gracias a que el conocimiento científico se integra de forma continuada en la toma de decisiones, junto con la experiencia directa del sector pesquero, modulando el esfuerzo diario en función de la disponibilidad percibida del stock

(Lleonart et al., 2014).

Las capturas anuales muestran un declive marcado y reciente: de 129t en 2022 a apenas 24t en 2025, (ICATMAR, 2026) con descensos generalizados en todas las lonjas. Este descenso motiva directamente una preocupación por el estado de la pesquería y ha impulsado una investigación sobre sus posibles causas, considerando tanto indicadores biológicos de la propia población (talla, condición, composición de especies, talla de primera madurez) como factores ambientales asociados a su dinámica poblacional, con el objetivo de aportar al Comité de Cogestión una base científica para valorar posibles medidas de gestión.

2. Material y métodos

2.1. Seguimiento pesquero y biológico

Desde el establecimiento del Plan de Gestión en 2014, se lleva a cabo un seguimiento científico continuado de la pesquería y. A partir de 2017, este seguimiento lo realiza el *Institut Català de Recerca per a la Governança del Mar* (ICATMAR) en el marco del programa de seguimiento de la pesca comercial y recreativa que desarrolla en toda la costa catalana.

El muestreo biológico se organiza en dos zonas geográficas: la zona de Barcelona, que incluye los puertos de Badalona y Arenys de Mar y la zona de Girona, que incluye Blanes, Sant Feliu de Guíxols, Palamós y L'Estartit (Fig. 1). Cada mes se realizan dos embarques uno fijo en el puerto de Arenys de Mar (el de mayor volumen de capturas) y otro rotativo entre los puertos de la zona norte.

Estos indicadores se recogen anualmente en el informe del ICATMAR *State of fisheries in Catalonia, Part 1: Report on the monitoring of the commercial fishing fleet* (ICATMAR, 2025); los datos presentados en este trabajo corresponden a esta edición.

Como indicadores biológicos del seguimiento se obtienen, para ambas especies, los siguientes parámetros con el fin de evaluar el estado de la pesquería (Fig. 2).:

- **Composición de la pesca**, con la proporción de especies acompañantes.
- **Parámetros talla-peso** para las dos especies objetivo.
- **Talla de primera madurez (L_{50})**: datos del año 2025 para *G. cicerelus* L_{50} = 8,6 cm de talla total (L_{25} = 7,7 cm; L_{75} = 9,7 cm).
- **Estadíos de maduración**: el índice gonadosomático (GSI) muestra un pico de actividad reproductiva concentrado entre noviembre y marzo, con máximo entre diciembre y febrero, periodo que coincide exactamente con la veda establecida en el Plan de Gestión.

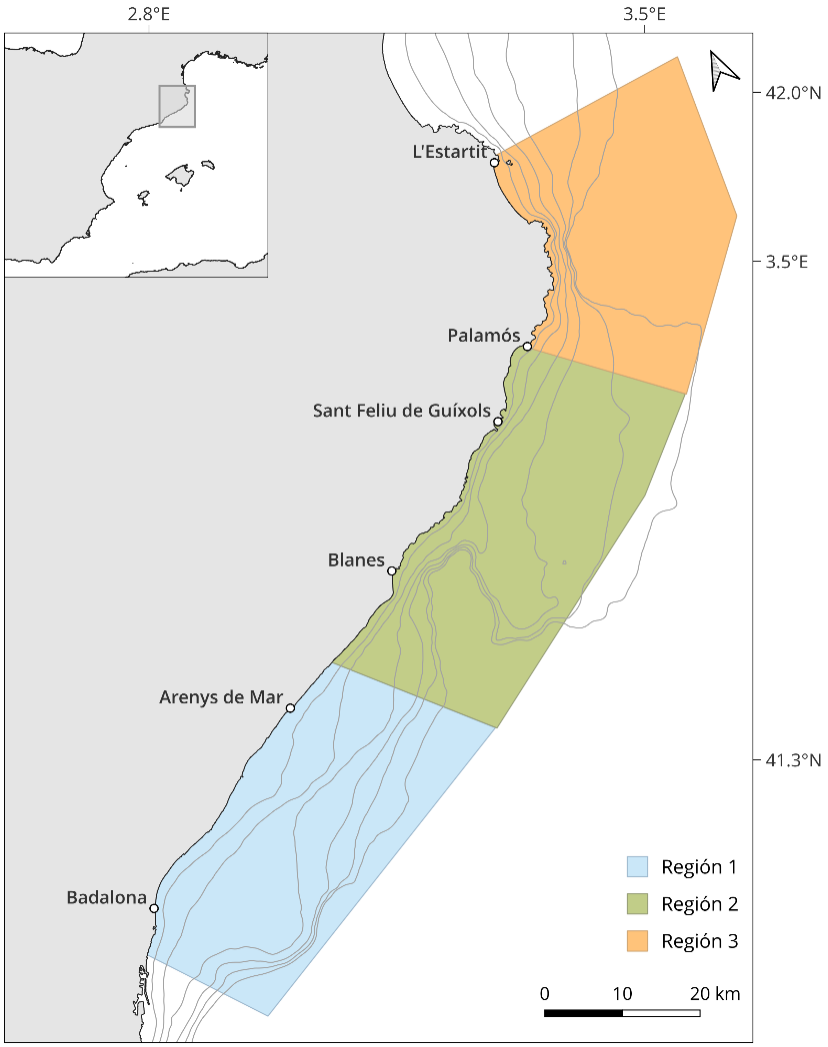
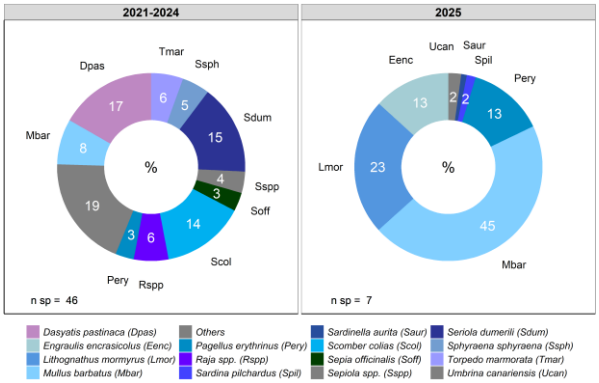


Figura 1. Área de pesca de Gymnammodytes spp en la costa catalana

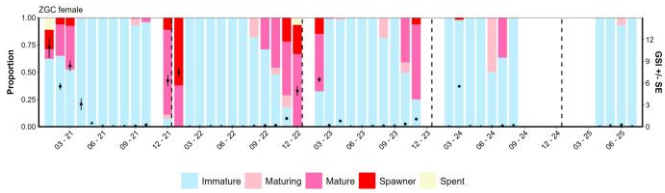
2.2. Indicadores poblacionales

Sobre los datos individuales mensuales de talla (2012-2026, 100 individuos/mes) se ajustó un modelo aditivo generalizado (GAM) para evaluar la tendencia temporal, y un modelo mixto (año como factor fijo, evento de muestreo como efecto aleatorio, ajustado por mes) para comparar tallas interanuales dentro de la ventana reproductiva (diciembre-marzo). Sobre la misma serie (n = 21.000 individuos) se calculó un índice de condición corporal (K), expresado como $\mathbf{K = 100 \times P/L^3}$, donde P corresponde al peso del individuo (g) y L a su longitud (cm), y analizado también mediante GAM. Asimismo, se evaluó la evolución de la proporción de cada especie en la comunidad muestreada mediante un test de χ^2.

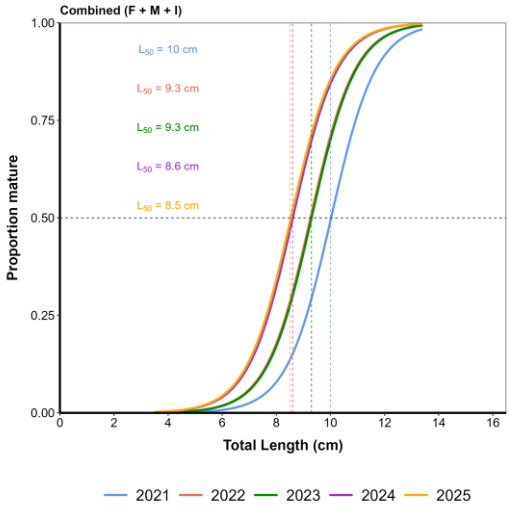
A



B



C



D

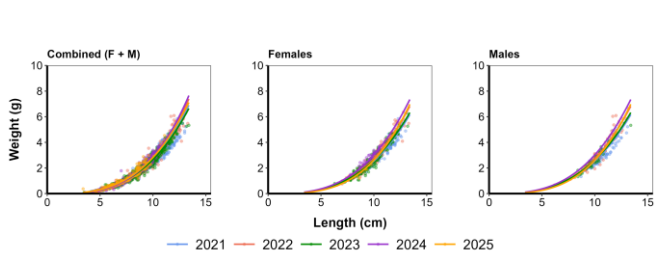


Figura 2. (A) Composición específica de los descartes de G. cicerelus, comparación 2021-2024 vs 2025. (B) Índice gonadosomático (GSI) e histogramas de estadios de madurez, hembras. (C) Talla de primera madurez (L50) combinada (H+M+I) por año, 2021-2025. (D) Relación talla-peso combinada, hembras y machos, 2021-2025. Fuente: ICATMAR, 25-05.

2.3. Factores ambientales

Para evaluar la relación entre las capturas de sonso y las condiciones ambientales, se definieron tres regiones a lo largo del litoral catalán: *Región 1*: Arenys de Mar-Badalona, *Región 2*: Blanes-Sant Feliu de Guíxols, *Región 3*:

Palamós-l'Estartit) (Fig. 1), asociadas a los caladeros históricos de la especie, y se extrajeron una serie de variables oceanográficas (temperatura, salinidad, clorofila, oxígeno disuelto, nutrientes y productividad primaria) de *Copernicus Marine Environment Monitoring Service* (CMEMS) para 2012-2025, promediadas en los primeros 13 m de profundidad y agregadas mensualmente por región.

Dado que, tanto las capturas como las variables ambientales, presentan un marcado ciclo estacional, se trabajó con anomalías climatológicas, calculadas como la desviación de cada variable respecto a su media histórica para el mismo mes y región, en lugar de utilizar valores absolutos. Este enfoque permite reducir el efecto de la estacionalidad y evaluar las desviaciones respecto a las condiciones ambientales. Debido a la fuerte colinealidad entre variables (agrupadas en tres bloques: térmico-oxígeno, productividad-clorofila y nutrientes), se seleccionaron dos representantes no redundantes como predictores del modelo final: anomalía de temperatura y de fosfato.

Como indicador de abundancia se utilizó la captura por unidad de esfuerzo (CPUE), calculada como los kilos desembarcados por barca activa cada mes a partir de los registros diarios de lonja, en lugar de la captura bruta. De esta manera se evita confundir cambios en la disponibilidad de la especie con variaciones en el esfuerzo pesquero. La relación entre CPUE y las variables ambientales se modeló mediante un modelo aditivo generalizado (GAM) con distribución Gamma, incluyendo mes (como término cíclico) y región como covariables adicionales. Complementariamente, dada la biología reproductiva de la especie, se analizó si las condiciones ambientales durante la ventana de maduración y puesta (octubre-febrero) predicen el CPUE de la temporada de pesca siguiente (marzo-diciembre).

3. Resultados

3.1. Evolución de capturas

Al analizar la serie histórica completa de capturas anuales de la especie se observan fluctuaciones interanuales muy marcadas, características de una especie de vida corta muy dependiente del éxito del reclutamiento. Los máximos históricos se alcanzaron en 2012-2013, con capturas próximas a las 800t por temporada.

A partir de ahí, la serie registra una notable variabilidad: un desplome en 2015 (6t, con cierre anticipado de la pesquería), un nuevo mínimo en 2017 (54t) y una recuperación parcial en 2018-2019 (218t y 394t, respectivamente). El dato más relevante para este trabajo es el declive reciente, de aproximadamente 129t en 2022 a apenas 24t en 2025, un descenso muy marcado en un periodo corto (Fig. 3).

Este declive en las capturas de 2022 a 2025 se observa de forma consistente en las tres regiones de estudio, lo que indica que se trata de un fenómeno generalizado en toda la costa y no de un problema localizado. Por tanto,

estos datos sugieren que los factores implicados afectan de forma relativamente homogénea a toda el área de estudio (Fig. 4).

Cabe señalar que, al gestionarse esta pesquería mediante un TAC fijado cada temporada por el Comité de Cogestión, el descenso observado no puede atribuirse a una reducción del esfuerzo pesquero, sino que refleja una menor disponibilidad del recurso, patrón que se confirma en los apartados siguientes mediante la CPUE por barca activa (véase apartado 2.3).

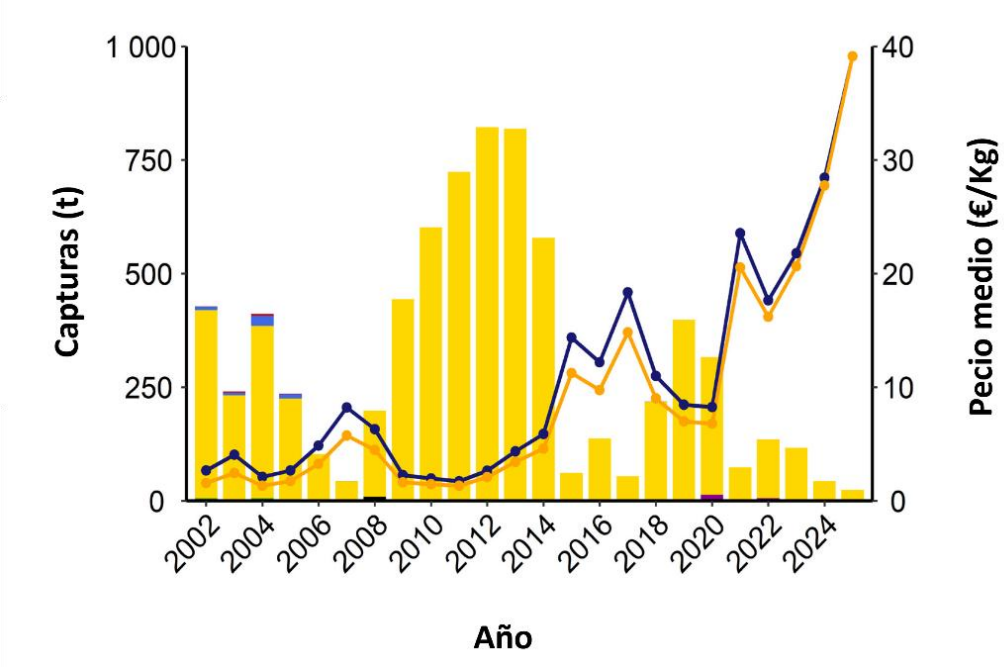


Figura 3. Evolución histórica de las capturas totales de Gymnammodytes spp de 2002 a 2025

3.2. Indicadores poblacionales

La talla media de *G. cicerelus* mostró una tendencia significativa y no lineal (GAM, $p < 0{,}001$): aumentó entre 2012 y 2016-2017 (7,9 a 9,5 cm), descendió hasta un mínimo hacia 2023 (7,8 cm, es decir, 1,7 cm de diferencia entre pico y valle) y repuntó ligeramente en los últimos años, sin diferencias significativas entre meses (patrón poblacional general) (Fig. 5). Dentro de la ventana reproductiva, sin embargo, las comparaciones interanuales no mostraron un patrón consistente de reducción de talla reciente (solo 1 de 91 comparaciones significativas).

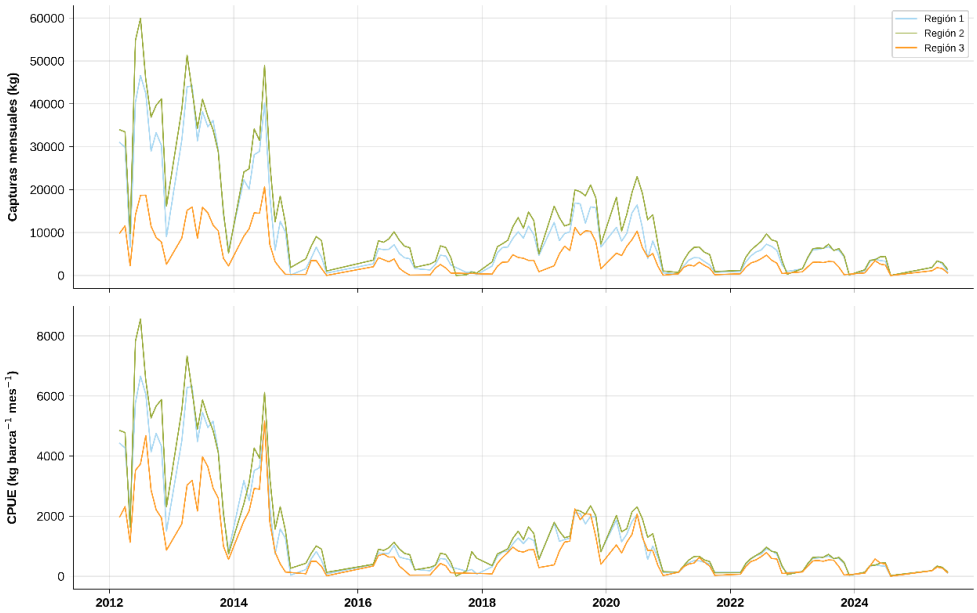


Figura 4. Capturas por región de estudio (Arenys/Badalona, Blanes/St. Feliu, Palamós/Estartit)

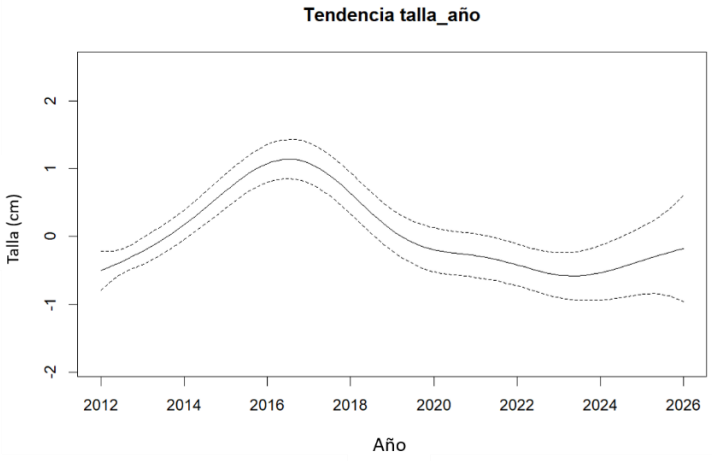


Figura 5. Tendencia temporal de la talla media de Gymnammodytes cicerelus (2012-2026), estimada mediante GAM. La banda sombreada indica el intervalo de confianza del 95%

De forma paralela, la proporción de *G. semisquamatus* disminuyó de forma marcada (χ^2 = 870,57; *df* = 14; *p* < 0,001), desde un tercio de los individuos en 2017 (36%) a estar prácticamente ausente en 2023-2026 (0-6%), con un descenso concentrado desde 2020 (Fig. 6).

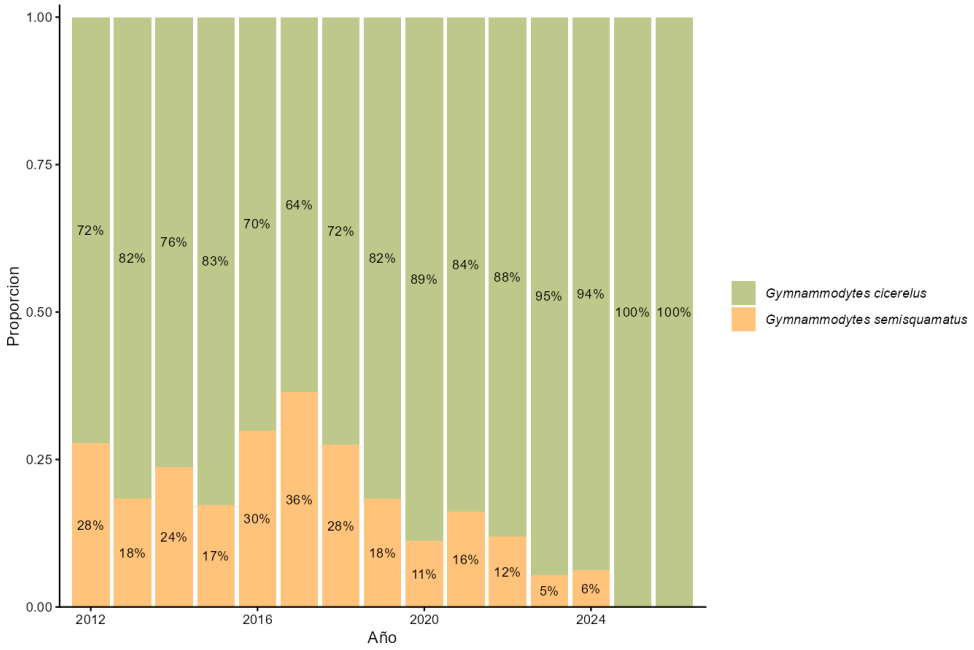


Figura 6. Proporción anual de especies

Por el contrario, el índice de condición (K) calculado para toda la serie histórica no mostró tendencia temporal significativa (GAM, p = 0,92), lo que indica que los individuos presentes en la pesquería actual no muestran signos de deterioro fisiológico o nutricional generalizado (Fig. 7).

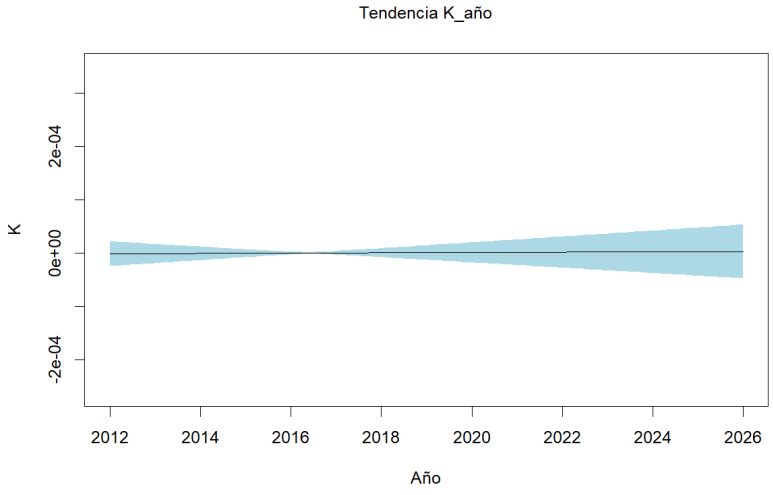


Figura 7. Tendencia temporal del índice de condición (K) de la comunidad de sonso (2012-2026), estimada mediante GAM. La banda sombreada indica el intervalo de confianza del 95%.

3.3. Factores ambientales

Los resultados muestran una correlación negativa entre la anomalía de temperatura y la CPUE (ρ = -0,46; p < 0,001), con un patrón de saturación en forma de domo: las condiciones térmicas por debajo de lo habitual se

asocian a capturas más elevadas, mientras que las anomalías cálidas persistentes coinciden con niveles de captura consistentemente bajos; en el periodo reciente, con anomalías positivas de casi 2°C, las capturas se mantienen sistemáticamente bajas.

Finalmente, la anomalía térmica registrada entre octubre y febrero (periodo que engloba la fase pre-reproductiva y reproductiva) se correlaciona negativamente con la CPUE de la temporada siguiente (ρ = -0,48; p = 0,002), un patrón consistente en las tres zonas de estudio: un otoño-invierno más cálido de lo habitual durante la maduración y puesta se asocia a un reclutamiento más pobre al año siguiente.

Por otro lado, se observó una relación positiva entre la CPUE y la anomalía de fosfato (ρ = 0,38); p < 0,001). Esta asociación podría ser indicativa de un vínculo entre la disponibilidad de nutrientes y la dinámica de la población, potencialmente mediado por la producción primaria y la disponibilidad posterior de zooplancton, principal recurso alimenticio del sonso.

4. Discusión y conclusiones

Estos resultados confirman y amplían el hallazgo previo de Sánchez et al. (2019), quienes ya relacionaron la temperatura durante la puesta con los desembarcos de sonso en la costa catalana. La relación aquí observada resulta, además, coherente con la literatura disponible para *Ammodytes*, un género próximo y ampliamente estudiado en el norte de Europa, que comparte con el sonso una biología estrechamente ligada al sedimento y un reclutamiento caracterizado por una elevada variabilidad interanual. En estas especies, las diferencias en la abundancia de reclutas entre años consecutivos pueden superar frecuentemente un orden de magnitud, reflejando la fuerte dependencia del reclutamiento respecto al éxito reproductor de cada año.

Entre los factores identificados como determinantes del reclutamiento en *Ammodytes* se encuentran la temperatura, la disponibilidad de alimento planctónico, la supervivencia larvaria, el transporte asociado a las corrientes y la mortalidad durante el primer invierno. Varios de ellos coinciden con las variables exploradas para el sonso catalán. En particular, la relación entre temperatura y reclutamiento recuerda a la descrita por Arnott y Ruxton (2002) para *A. marinus*, mientras que el patrón unimodal entre CPUE y temperatura resulta coherente con Henriksen et al. (2021).

En conjunto, los resultados indican que el declive reciente de las capturas de sonso es generalizado en el área de estudio y no parece estar acompañado por un deterioro del estado fisiológico de los individuos, dada la estabilidad de la condición. Sí se observa, en cambio, una modificación de la estructura poblacional, con disminución de la talla y del L_{50}, asociada a condiciones ambientales desfavorables, particularmente anomalías térmicas positivas y menor disponibilidad trófica durante la ventana reproductiva. Estos resultados son

preliminares y deberán completarse incorporando otros factores ambientales potencialmente relevantes, como las descargas fluviales y los movimientos de sedimentos, y mediante un modelo de depleción multianual (MAGD/CatDyn; Maynou, 2015) actualizado. La integración de estos análisis y de diferentes indicadores permitirá valorar la consistencia de los patrones observados y aportará una base científica adicional para el enfoque de gestión adaptativa del Comité de Cogestión de la Sonsera.

Referencias

Arnott, S. A., & Ruxton, G. D. (2002). Sandeel recruitment in the North Sea: demographic, climatic and trophic effects. *Marine Ecology Progress Series*, 238, 199–210.

Henriksen, O., Rindorf, A., Mosegaard, H., Payne, M. R., & van Deurs, M. (2021). Get up early: Revealing behavioral responses of sandeel to ocean warming using commercial catch data. *Ecology and Evolution*, 11, 16786–16805.

ICATMAR (2026). *Evolució econòmica de les captures del sector pesquer a Catalunya 2025.* ICATMAR, 26-02.

ICATMAR (2025). *State of fisheries in Catalonia 2024, Part 1: Report on the monitoring of the commercial fishing fleet.* ICATMAR, 25-05.

Lleonart, J., Demestre, M., Martín, P., Rodón, J., Sainz-Trápaga, S., Sánchez, P., Segarra, I., & Tudela, S. (2014). The co-management of the sand eel fishery of Catalonia (NW Mediterranean): the story of a process. *Scientia Marina*, 78, 87–93.

Martín, P., Colmenero, A., Demestre, M., García de Vinuesa, A., Lleonart, J., Recasens, L., & Sánchez, P. (2016). Landings trend and SSB-R relationship in the NW Mediterranean boat seine sand eel fishery. *Rapport de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée,* 41.

Maynou, F. (2015). Application of a multi-annual generalized depletion model to the assessment of a data-limited coastal fishery in the western Mediterranean. *Scientia Marina*, 79(2), 157–168.

Sabatés, A., Demestre, M., & Sánchez, P. (1990). Revision of the family Ammodytidae (Perciformes) in the Mediterranean with the first record of *Gymnammodytes semisquamatus*. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 70, 493–504.

Sánchez, P., Colmenero, A. I., Demestre, M., García de Vinuesa, A., Lleonart, J., Martín, P., & Recasens, L. (2016). Spawning season of *Gymnammodytes cicerelus* and *G. semisquamatus* in the NW Mediterranean. Rapport de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée, 41, 551.

Sánchez, P., Demestre, M., Recasens, L., Colmenero, A. I., & Martín, P. (2019). Temperature during spawning affects sandeel landings in the Catalan coast (Western Mediterranean). *Rapport de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée*, 42, 281.

Pesquerías y biología del pulpo de roca en el mediterráneo andaluz

Sámar Saber[1*], Cristina Ciércoles[1], Eduardo López[2], Francisco Acosta-Cifuentes[3], Pedro Torres[1], Daniel Camacho[1], Gema Martínez[1], Jesús Acosta[1], Yago Lozano[1], Cristina Ortega[1], María González[1*]

1. Centro Oceanográfico de Málaga IEO-CSIC, 2. Centro Oceanográfico de Vigo IEO-CSIC,
3. Departamento de Biología e Instituto de Ecología Acuática, Universidad de Girona

Introducción

El pulpo común o de roca, *Octopus vulgaris* (Cuvier, 1797) es un cefalópodo de gran interés económico, distribuido en fondos del mar Mediterráneo y del océano Atlántico (noreste y centro) (Norman et al. 2016). Esta especie habita en aguas costeras, principalmente en profundidades inferiores a 100 m, aunque puede alcanzar los 200 m, y se encuentra tanto sobre fondos rocosos como sustratos blandos de arena o fango (Guerra, 1981; Mangold, 1983; Belcari et al. 2002).

Desde el punto de vista biológico presenta un ciclo de vida corto, de 1-2 años, asociado a un rápido crecimiento. Es una especie con sexos separados y presenta dimorfismo sexual. El pulpo de roca se reproduce solo una vez en la vida, el periodo de puesta presenta una marcada estacionalidad en las hembras, cuyo periodo de maduración y puesta pueden variar entre áreas geográficas. Los machos suelen madurar antes que las hembras y, por lo general están maduros durante todo el año (Silva et al. 2002; Tirado et al. 2003; González et al. 2011). La mortalidad natural de esta especie es alta, especialmente en la fase paralarval y, por tanto, fuertemente influenciada por las condiciones ambientales, con un éxito de reclutamiento anual muy variable (Faure 2002; Jereb et al. 2015). Estas características biológicas le confieren una dinámica poblacional particular, que condiciona la explotación y gestión del recurso.

En el Mediterráneo, el pulpo de roca se alimenta mayoritariamente de crustáceos, moluscos y peces. Pueden presentar episodios de canibalismo atacando a otros cefalópodos (Quetglas et al. 1998; Sánchez et al. 2015; Zaragoza et al. 2026). Por otro lado, los pulpos de roca suelen ser presa de distintos vertebrados (cetáceos, peces y aves), así como de otros cefalópodos (Hanlon & Messenger 1996; Norman et al. 2016).

Además de su relevancia ecológica, el pulpo de roca constituye uno de los recursos pesqueros con mayor importancia socio-económica para las pesquerías locales, ocupando en el área mediterránea andaluza la segunda posición en valor económico, por detrás de la gamba blanca. La explotación de este recurso se desarrolla principalmente mediante dos modalidades de pesca: la flota de arrastre costero y la flota artesanal especializada en su captura mediante nasas y alcatruces. La flota de arrastre opera a profundidades superiores a los 50 m sobre fondos blandos desembarcando una amplia variedad de especies de interés comercial. Por su parte, la flota artesanal dirigida exclusivamente a *O. vulgaris* faena en zonas costeras sobre todo tipo de fondos.

La gestión sostenible de la pesquería del pulpo común requiere de la disponibilidad de información actualizada sobre su estructura poblacional, dinámica reproductiva y los factores que condicionan su distribución y abundancia. La recopilación sistemática de información biológica y pesquera permite identificar posibles

[1]* samar.saber@ieo.csic.es; maria.gonzalez@ieo.csic.es

cambios en la estructura de las poblaciones, determinar patrones reproductivos y detectar posibles variaciones espaciales y temporales, que pueden ser relevantes desde el punto de vista de la gestión. El objetivo general de este trabajo es profundizar en el conocimiento y aportar nuevos datos de la biología de la reproducción del pulpo de roca en el mediterráneo andaluz.

Material y métodos

Fuentes de información y colección de datos biológicos

La información sobre los desembarques de *O. vulgaris* procede de los registros de descargas correspondientes a los puertos pesqueros del área de estudio, que comprende el litoral mediterráneo de Andalucía, desde Algeciras (Cádiz) hasta Garrucha (Almería) (

Figura 12). Los datos de descargas para el periodo 2002-2025 han sido facilitados anualmente por la Secretaría General de Pesca.

Los datos biológicos proceden de dos proyectos del Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC): (1) el Programa Nacional de Recopilación de Datos Básicos (PNDB) y (2) el de Seguimiento del Pulpo de la Junta de Andalucía (FEMP-AND02), en colaboración con el IEO-CSIC.

El análisis de la distribución de tallas incluye datos de tres fuentes, del Programa de Observadores a bordo, de la Red de Información y Muestreo y de los muestreos biológicos llevados a cabo en el laboratorio del Centro Oceanográfico de Málaga durante periodo 2010-2025.

En los estudios de la biología reproductiva y la dieta se utilizaron individuos de *O. vulgaris* capturados por las dos principales modalidades de pesca: flotas arrastrera y artesanal (artes de trampa). El periodo de estudio de la reproducción comprendió los años 2010-2025, mientras que el estudio de la dieta los tres últimos años (2023-2025). Los muestreos se realizaron mensualmente, a excepción de los meses de cese temporal establecidos. Actualmente la pesquería artesanal dirigida a esta especie se encuentra regulada por la Orden de 18 de febrero de 2016, por la que se regulan los artes de trampa para la captura de pulpo (*Octopus vulgaris*) en el litoral mediterráneo de Andalucía, en la cual se establece un cese temporal desde el 1 de julio hasta el 30 de septiembre.

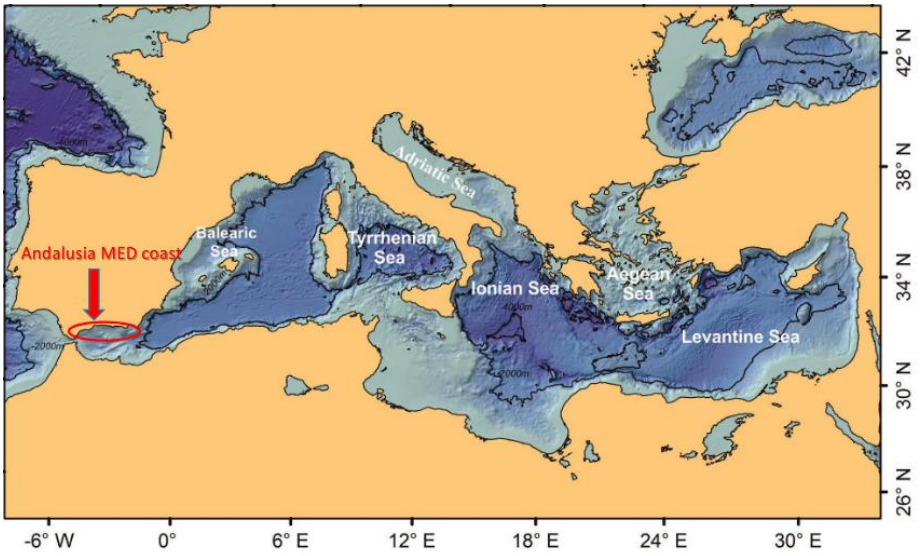


Figura 12. Área de estudio

Análisis de los datos pesqueros

La evolución interanual de las descargas se analizó diferenciando las modalidades de pesca. También se analizó la evolución del esfuerzo pesquero, expresado como número de mareas y se estimó la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) como indicador de la evolución del rendimiento. La CPUE se calculó como el cociente entre las descargas y el esfuerzo de pesca correspondiente expresándose como kg por marea (kg/marea).

Distribución de tallas

El peso total (PT) de los ejemplares desembarcados por las dos principales modalidades de pesca (artesanal y arrastre) se registró en gramos y para el análisis se agruparon en intervalos de 100 g. Se consideró únicamente la fracción comercial desembarcada. La distribución de pesos obtenida fue ponderada al total de las capturas.

Índice reproductivo, madurez, época de puesta y fecundidad

Un total de 7047 individuos fueron medidos con un ictiómetro al 0.5 cm inferior y pesados al gramo. La longitud registrada es la longitud dorsal del manto, la cual se define como la medida desde la parte posterior del cuerpo a una línea imaginaria que conecta el centro de ambos ojos. Cada ejemplar fue identificado visualmente como hembra o macho y la gónada pesada (PG) en gramos. El índice gonadosomático (IGS) se calculó por sexo, mes y arte de pesca:

$$\mathrm{IGS} = \frac{\mathrm{PG}}{\mathrm{PT} - \mathrm{PG}} * 100$$

A partir de 2018 los cinco estados de madurez de las gónadas femeninas y masculinas se asignaron usando la clasificación macroscópica (visual) propuesta por la Comisión General de Pesca del Mediterráneo (CGPM) (GFCM, 2018): 1: inmaduro; 2A: en desarrollo; 2B: madurando; 3A: maduro; y 3B: postpuesta. Estos estados de madurez se basan principalmente en el color y tamaño de la gónada, así como en el tamaño de los ovocitos.

El periodo de puesta se estableció teniendo en cuenta los valores medios mensuales del IGS y la proporción de estados de madurez de las hembras.

La fecundidad se estimó a partir de las submuestras fijadas de un total de 18 ovarios de hembras clasificadas

como maduras. La fecundidad potencial (FP), es decir, el número de ovocitos en el ovario, se estimó a partir de 3 submuestras de cada ovario y el número de ovocitos de cada submuestra se realizó bajo la lupa y se extrapoló al peso del ovario:

$$\mathrm{FP} = \text{Nº ovocitos en la submuestra} * \frac{\text{peso del ovario}}{\text{peso de la submuestra}}$$

Estudio de la dieta

En el estudio de la dieta se analizaron 123 estómagos de individuos procedentes de las capturas de las dos modalidades de pesca. Los estómagos fueron congelados inmediatamente después del muestreo para su posterior análisis. Las presas se separaron, contaron e identificaron hasta el nivel taxonómico más bajo posible utilizando una lupa binocular con cámara. El peso de cada presa en cada estómago se pesó con una balanza analítica. La identificación de peces y cefalópodos se realizó mayoritariamente a partir de sus otolitos y picos, respectivamente. Los crustáceos muy digeridos se identificaron a partir de fragmentos del exoesqueleto.

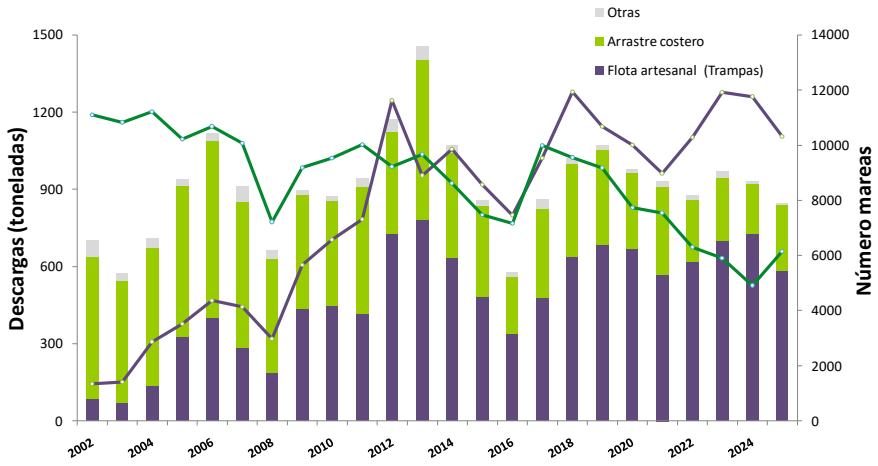
La importancia de las presas en la dieta se realizó usando el Índice de Importancia Relativa (IRI) (Pinkas et al. 1971), IRI = %F(%N+%W), donde el %F es la frecuencia de ocurrencia según número de estómagos con cada presa/número de estómagos no vacíos, %N es el número de individuos de cada presa/número total de presas identificadas en el estómago y %W es el peso de cada presa/peso total de todas las presas en el estómago. El índice fue estandarizado al porcentaje para cada una de las presas presentes según la siguiente ecuación: %IRI=(IRI/ΣIRI)100 (Hyslop, 1980; Cortés, 1998; Liao et al. 2001).

Resultados y discusión

Datos pesqueros

A lo largo de la serie histórica se observan fluctuaciones interanuales en las descargas de pulpo en litoral mediterráneo de Andalucía (Figura 13).

(a)



(b)

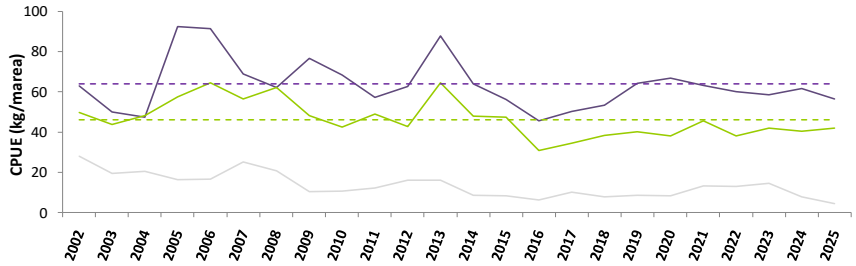


Figura 13. (a) Evolución anual de las descargas de Octopus vulgaris (t) y número de mareas (líneas) en el litoral mediterráneo de Andalucía durante el periodo 2002–2025 según las principales modalidades de pesca. (b) Capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) en el litoral mediterráneo de Andalucía durante el periodo 2002–2025 según modalidad de pesca. La línea discontinua representa la CPUE media durante el periodo analizado para cada modalidad.

Las descargas oscilaron entre 560 y 1481 t. Los valores mínimos se registraron en 2003 y 2016, y el valor máximo en 2013. A partir del año 2012 se observa que las descargas de la flota artesanal superan a las de la flota de arrastre. Este incremento de los desembarques por parte de la flota artesanal de trampa va acompañado de un incremento del número de mareas anuales realizadas por esta flota, que aumentó de 1344 mareas en 2002 a 10316 mareas en 2025. Los rendimientos (valores de CPUE) también muestran fluctuaciones interanuales, situándose en los últimos años, en ambas flotas, por debajo del valor medio de la serie histórica analizada.

Las causas de esta variabilidad interanual en la abundancia de *O. vulgaris* no se conocen con certeza. Diversos autores han señalado la posible influencia de las condiciones ambientales sobre el reclutamiento, mediante sus efectos sobre la reproducción, la puesta, el crecimiento y la supervivencia de las paralarvas, así como sobre la disponibilidad de alimento y/o el incremento del esfuerzo pesquero (Sobrino et al. 2002; Vargas-Yáñez et al. 2009; Caballero-Alfonso et al. 2010; González et al. 2011; Rodhouse et al. 2014).

Estructura de tallas

Las tallas (en peso) de los individuos descargados oscilaron entre 900 y 9300 g. Las modas se situaron en los 1000 y 1100 g, en la flota de arrastre y la artesanal, respectivamente. A partir de 2500 g la frecuencia de ejemplares disminuyó notablemente (

Figura 14).

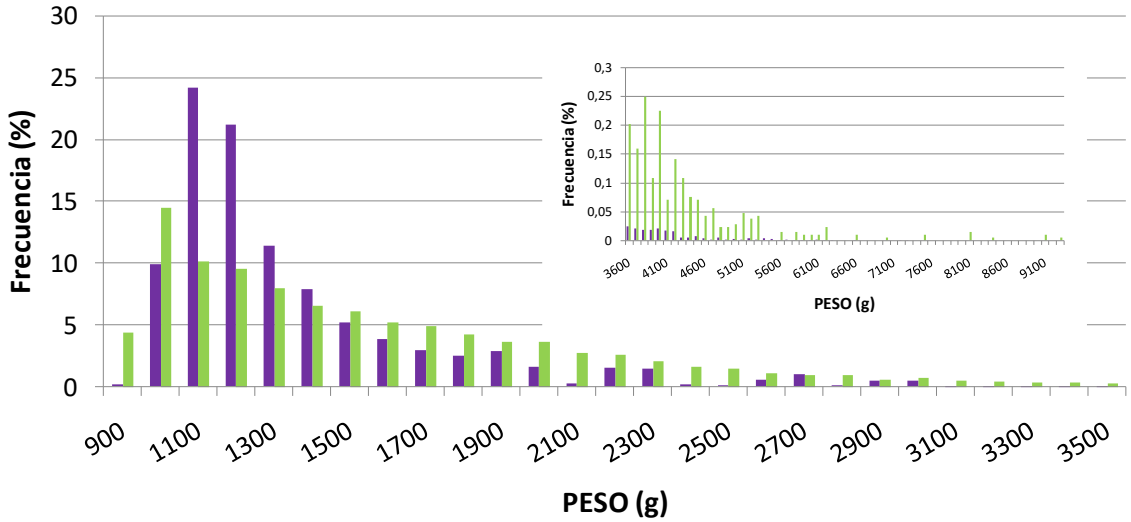


Figura 14. Distribución de la frecuencia de peso total de Octopus vulgaris por modalidad de pesca (en verde, arrastre costero y en lila, artes de trampa). Las frecuencias se expresan como el porcentaje de ejemplares ponderados. El recuadro situado en la parte superior derecha muestra la distribución correspondiente a los individuos con pesos superiores a 3500 g.

Reproducción

Los valores medios máximos de IGS en hembras y machos capturados por ambas artes se observan en los meses de julio y agosto (Figura 15).

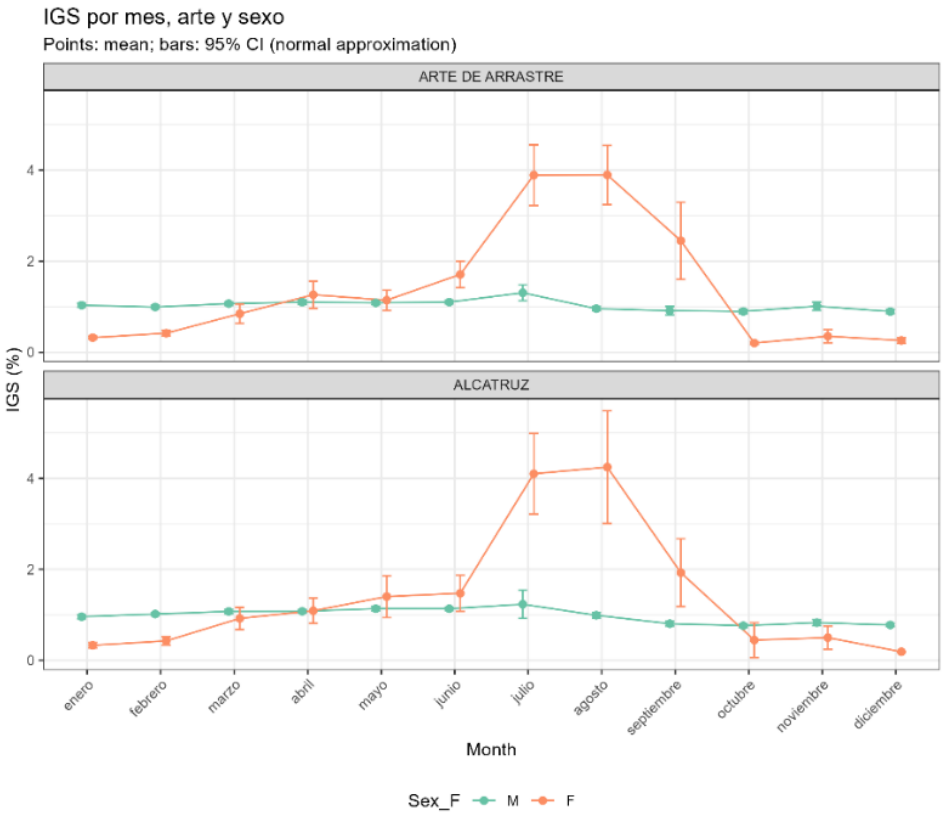


Figura 15. Índice gonadosomático (IGS) mensual de *Octopus vulgaris* por arte de pesca y sexo para el periodo 2010-2025. Los puntos representan las medias mensuales y las barras el intervalo de confianza (I.C) del 95%. M: machos, F: hembras.

Los valores medios máximos de las hembras capturadas por artes de trampa se alcanzan en los meses de julio (4.1) y agosto (4.2), seguido del mes de septiembre (1.9), junio (1.5), mayo (1.4) y abril (1.1). De la misma manera, también los valores medios máximos de IGS de las hembras capturadas en arrastre se observan en julio y agosto (3.9), seguido del mes de septiembre (2.4), junio (1.7), abril (1.3) y mayo (1.1) Los valores medios de GSI mínimos, inferiores a 0.5, se observan entre los meses de octubre y febrero incluidos (Figura 15). En el caso de los machos, los valores medios máximos se sitúan en los meses de julio, en individuos capturados en trampa (1.3) y en arrastre (1.2), mientras que los valores medios mínimos se dan en los meses de otoño e invierno (Figura 15).

Las hembras maduras se observaron desde marzo hasta noviembre, encontrándose en mayor proporción en los meses de agosto, julio y septiembre (15.3 - 25.9%). Las hembras en postpuesta (3B) se observaron desde mayo hasta diciembre, siendo septiembre el mes con mayor porcentaje (21.4%) y junio el de menor porcentaje (0.7%).

Los machos maduros aparecieron en todos los meses (70 - 99%) y en postpuesta solo en los meses de julio, agosto y octubre (1.0 - 1.8%).

Los resultados conjuntos del IGS y de la observación de los estados de madurez para las hembras de esta especie

muestran un marcado pico de puesta en los meses de verano, julio, agosto y septiembre. Los resultados indican además que la época de puesta puede extenderse desde marzo a noviembre. En el caso de los machos, se encuentran altos porcentajes de individuos maduros a lo largo de todo el año.

La fecundidad potencial de las hembras varió entre 44993 y 293061 ovocitos, con una media de 152406±59735 ovocitos.

Dieta

Del análisis del contenido estomacal se observa que la dieta estuvo dominada por los crustáceos, que en conjunto representaron el 72% del total. Dentro de este grupo, *Alpheus glaber* fue la especie de mayor importancia (53 % IRI), seguido del braquiuro *Goneplax rhomboides* (12 % IRI). Los peces constituyeron el segundo grupo de presas en importancia con un 13 % del IRI, destacando los góbidos y espáridos. Los cefalópodos representaron el 11 % del IRI, destacando especialmente el género *Octopus*, que representó el 8.7 % del total de la dieta. La presencia de este género resulta particularmente relevante, ya que pone de manifiesto la importancia del canibalismo en la dieta de la especie (Figura 16)

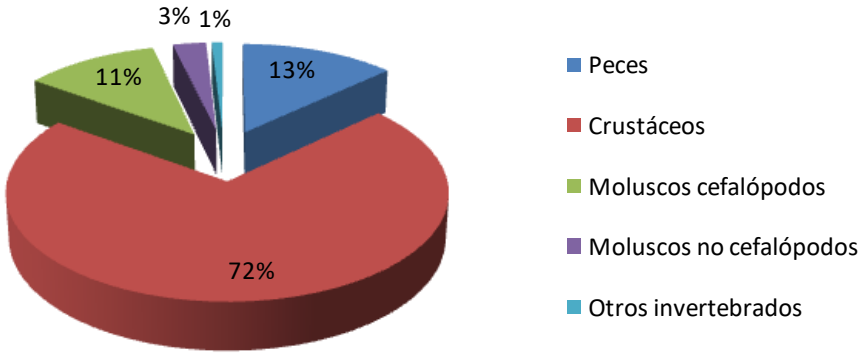


Figura 16. Composición de la dieta de Octopus vulgaris en términos de porcentaje del Índice de Importancia Relativa (% IRI) considerando las principales categorías de presas.

Conclusiones

Las descargas de pulpo muestran fluctuaciones anuales durante el periodo 2002-2025. A partir de 2012, los desembarques procedentes de la flota artesanal mediante trampas superan a los del arrastre, coincidiendo con un incremento del esfuerzo pesquero de esta modalidad en los últimos años.

La distribución de frecuencias de talla está dominada por los individuos entre los 1000 y 1300 g.

Los resultados conjuntos del IGS y de la observación de los estados de madurez muestran que el pico de puesta de las hembras se sitúa en los meses de verano. Los machos se encuentran reproductivamente activos a lo largo de todo el año. La fecundidad media de 18 hembras estimada es de 152406±59735 ovocitos.

El análisis del contenido estomacal apunta a que el principal grupo taxonómico de presas son los crustáceos, seguidos de los peces (góbidos y espáridos) y moluscos. Se observa también un alto porcentaje de cefalópodos en la dieta y especialmente individuos del mismo género (*Octopus*).

Bibliografía

Belcari, P., Cuccu, D., González, M., Srairi, A., & Vidoris, P. (2002). Distribution and abundance of *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797 (Cephalopoda: Octopoda) in the Mediterranean Sea. *Scientia Marina, 66*(Suppl. 2), 157–166. https://doi.org/10.3989/scimar.2002.66s2157

Caballero-Alfonso, A. M., Ganzedo, U., Trujillo-Santana, A., Polanco, J., Santana del Pino, A., Ibarra-Berastegi, G., & Castro-Hernández, J. J. (2010). The role of climatic variability on the short-term fluctuations of octopus captures at the Canary Islands. *Fisheries Research, 102*(3), 258–265. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2009.12.006

Cortés, E. (1997). A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: Application to elasmobranch fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 54*(3), 726–738. https://doi.org/10.1139/f96-316

Faure, V. (2002). Environnement et variabilité des populations de poulpes *Octopus vulgaris* en Afrique de l'Ouest. En A. Caverivière, M. Thiam, & D. Jouffre (Eds.), *Le poulpe Octopus vulgaris* (pp. 129–142). IRD.

General Fisheries Commission for the Mediterranean. (2018). *GFCM Data Collection Reference Framework (DCRF)* (Version 26.1). Food and Agriculture Organization of the United Nations.

González, M., Barcala, E., Pérez-Gil, J. L., Carrasco, M. N., & García-Martínez, M. C. (2011). Fisheries and reproductive biology of *Octopus vulgaris* (Mollusca: Cephalopoda) in the Gulf of Alicante (Northwestern Mediterranean). *Mediterranean Marine Science, 12*(2), 369–389. https://doi.org/10.12681/mms.38

Guerra, A. (1981). Spatial distribution pattern of *Octopus vulgaris*. *Journal of Zoology, 195*(1), 133–146. https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1981.tb01897.x

Hanlon, R. T., & Messenger, J. B. (1996). *Cephalopod behaviour*. *Cambridge University Press*.

Hyslop, E. J. (1980). Stomach contents analysis: A review of methods and their application. *Journal of Fish Biology, 17*(4), 411–429.

Jereb, P., Allcock, A. L., Lefkaditou, E., Piatkowski, U., Hastie, L. C., & Pierce, G. J. (Eds.). (2015). *Cephalopod biology and fisheries in Europe: II. Species accounts* (ICES Cooperative Research Report No. 325). International Council for the Exploration of the Sea.

Liao, H., Pierce, C. L., & Larscheid, J. G. (2001). Empirical assessment of indices of prey importance in the diets of predacious fish. *Transactions of the American Fisheries Society, 130*(4), 583–591. https://doi.org/10.1577/1548-8659(2001)130<0583:EAOIOP>2.0.CO;2

Mangold, K. (1983). *Octopus vulgaris*. En P. R. Boyle (Ed.), *Cephalopod life cycles: Species accounts* (Vol. 1, pp. 335–364). Academic Press.

Norman, M. D., Finn, J. K., & Hochberg, F. G. (2016). Family Octopodidae. En P. Jereb, C. F. E. Roper, M. D. Norman, & J. K. Finn (Eds.), *Cephalopods of the world: An annotated and illustrated catalogue of cephalopod species known to date* (Vol. 3, pp. 36–215). Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Pinkas, L., Oliphant, M. S., & Iverson, I. L. K. (1971). *Food habits of albacore, bluefin tuna, and bonito in Californian waters*. California Department of Fish and Game, Fish Bulletin 152, 1–105.

Quetglas, A., Alemany, F., Carbonell, A., Merella, P., & Sánchez, P. (1998). Biology and fishery of *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797, caught by trawlers in Mallorca (Balearic Sea, Western Mediterranean). *Fisheries Research, 36*(3), 237–249. https://doi.org/10.1016/S0165-7836(98)00093-9

Rodhouse, P. G. K., Pierce, G. J., Nichols, O. C., Sauer, W. H. H., Arkhipkin, A. I., Laptikhovsky, V. V., Lipiński, M. R., Ramos, J. E., Gras, M., Kidokoro, H., Sadayasu, K., Pereira, J., Lefkaditou, E., Pita, C., Gasalla, M. A., Haimovici, M., Sakai, M., & Downey, N. (2014). Environmental effects on cephalopod population dynamics: Implications for management of fisheries. *Advances in Marine Biology, 67*, 99–233.

Sánchez, P., Villanueva, R., & Jereb, P. (2015). *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797. En P. Jereb, A. L. Allcock, E. Lefkaditou, U. Piatkowski, L. C. Hastie, & G. J. Pierce (Eds.), *Cephalopod biology and fisheries in Europe: II. Species accounts* (ICES Cooperative Research Report No. 325). International Council for the Exploration of the Sea.

Silva, L., Sobrino, I., & Ramos, F. (2002). Reproductive biology of the common octopus, *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797 (Cephalopoda: Octopodidae) in the Gulf of Cádiz (SW Spain). *Bulletin of Marine Science, 71*(2), 837–850.

Sobrino, I., Silva, L., Bellido, J. M., & Ramos, F. (2002). Rainfall, river discharges and sea temperature as factors affecting abundance of two coastal benthic cephalopod species in the Gulf of Cádiz (SW Spain). *Bulletin of Marine Science, 71*(2), 851–865.

Tirado Narváez, C., Rodríguez de la Rúa Franch, A., Gruzón Gallego, M. A., López Linares, J. I., Salas Casanova, C., & Márquez Pascual, I. (2003). *La reproducción del pulpo (Octopus vulgaris) y el choco (Sepia officinalis) en la costa andaluza*. Pesca y Acuicultura: Recursos Pesqueros.

Vargas-Yáñez, M., Moya, F., García-Martínez, M. C., Rey, J., González, M., & Zunino, P. (2009). Relationships between *Octopus vulgaris* landings and environmental factors in the northern Alboran Sea (Southwestern Mediterranean). *Fisheries Research, 99*(3), 159–167. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2009.05.013

Zaragoza, N., Valls, M., Guijarro, B., Serrat, A., Ordines, F., & Quetglas, A. (2026). Life-history traits of the common octopus (*Octopus vulgaris*) from the Balearic Islands (Western Mediterranean Sea). *Fishes, 11*(8), 463. https://doi.org/10.3390/fishes11080463

Indicadores de estado de peces y cefalópodos demersales del circalitoral y batial sedimentario en el caladero nacional bajo la directiva marco de estrategias marinas

Francisco Velasco[1], Emma Gil[2*], Juan Carlos Arronte[1], José María Bellido[2], Cristina García[3], Cristina González[4], Arturo Jiménez[5], Enric Massutí[4], Elena Moya[3], Ignacio Sobrino[5]

[1] Centro Oceanográfico de Santander, Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC).
[2] Centro Oceanográfico de Murcia, Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC).
[3] Centro Oceanográfico de Málaga, Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC).
[4] Centro Oceanográfico de Baleares, Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC).
[5] Centro Oceanográfico de Cádiz, Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC).

**Corresponding autor: emma.gil@ieo.csic.es*

Antecedentes y contexto normativo

Marco europeo: Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (DMEM)

La Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (DMEM) es la herramienta legislativa de la Unión Europea diseñada para proteger y conservar el medio marino, con el objetivo de lograr o mantener el Buen Estado Ambiental (BEA) de nuestros mares. Esta norma corresponde a la Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino.

La necesidad de esta normativa no surgió de forma aislada, sino como respuesta directa a la realidad de una continua presión creciente sobre los mares, que las políticas previas no lograban frenar. Históricamente, las medidas para gestionar el mar se tomaban por sectores y de manera muy fragmentada, lo que impedía ver la salud del ecosistema en su conjunto. La Unión Europea identificó que, para garantizar la sostenibilidad a largo plazo, necesitábamos cambiar el paradigma y pasar a un enfoque ecosistémico global. Así nació la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (2008/56/CE), que por primera vez estableció un marco común para que todos los países europeos trabajásemos bajo las mismas reglas y objetivos para alcanzar el Buen Estado Ambiental (BEA).

Cronograma de ejecución

La trasposición de esta Directiva Europea fue publicada en 2008 y se materializó dos años más tarde en el ordenamiento jurídico español mediante la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino, constituyendo el marco legal con el que nuestro país trasladó e implementó los objetivos comunitarios a sus aguas.

Esta ley marcó un punto de referencia fundamental, pero para implementarla con garantías era necesario saber de dónde partíamos. Por esta razón, el primer paso consistió en llevar a cabo una evaluación inicial, con el

propósito de diagnosticar la situación, unificar criterios metodológicos y establecer una línea base común sobre el estado real de nuestros mares. Los resultados de esta evaluación se plasmaron en un documento publicado en 2012. En este documento se establecieron formalmente las definiciones del Buen Estado Ambiental y los objetivos ambientales específicos, estructurando asimismo los criterios y parámetros homogéneos para la posterior evaluación del BEA.
Con el diagnóstico de la Evaluación Inicial ya consolidado, se puso en marcha el Primer Ciclo de gestión, el cual abarcó seis años de trabajo y análisis (2012-2018). Este ciclo permitió pasar de la fase de diagnóstico a la de acción, implementando los programas de seguimiento y las medidas de protección necesarias. Posteriormente, arrancó el Segundo Ciclo (2018-2024) para continuar el seguimiento. Actualmente, en 2026, estamos inmersos en el Tercer Ciclo (2024-2030), en el que nuestro equipo trabaja activamente recogiendo y analizando los datos biológicos para diagnosticar el estado ambiental y salud de nuestros mares.

Toda esta metodología de trabajo, fundamentada en la recogida y evaluación sistemática de datos, se plasma en informes que se remiten formalmente a la Comisión Europea a través del Ministerio competente, cumpliendo así con los compromisos nacionales de cada estado miembro de la UE.

Objetivo

El objetivo principal de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina es la evaluación del medio ambiente marino para lograr o mantener el Buen Estado Ambiental (BEA) de los mares europeos, mediante la adecuada gestión marina basada en conocimiento científico.

Para evaluar de forma estructurada este objetivo, la Directiva establece once descriptores cualitativos, es decir, once grandes áreas o aspectos del medio marino sobre los que se mide el estado ambiental: D1 Biodiversidad, D2 Especies alóctonas, D3 Poblaciones de peces, crustáceos y moluscos de interés comercial, D4 Redes tróficas, D5 Eutrofización, D6 Integridad de los fondos marinos, D7 Condiciones hidrográficas, D8 Contaminantes, D9 Contaminantes en productos de la pesca destinados al consumo humano, D10 Basuras marinas y D11 Introducción de energía, incluido el ruido submarino.

Dentro de estas áreas, la actividad que se describe en este documento se enmarca específicamente en el Descriptor 1: Biodiversidad, que exige que se mantenga la diversidad biológica, garantizando que la calidad y frecuencia de los hábitats, así como la distribución y abundancia de las especies, estén en consonancia con las condiciones fisiográficas, geográficas y climáticas.

La evaluación del Descriptor 1 se estructura en torno a dos grandes componentes. En primer lugar, el componente de especies, que engloba los principales grupos faunísticos presentes en nuestras aguas: aves, mamíferos marinos, reptiles, peces y cefalópodos. En segundo lugar, el componente de hábitats, que estudia la condición y el estado de conservación de los hábitats marinos. En concreto, nuestro equipo se centra de manera específica en los peces y cefalópodos demersales del circalitoral y batial sedimentario, que se encuentran dentro del componente de especies. Por otro lado, este trabajo se fundamenta a partir de la continuidad metodológica y analítica de los informes de evaluación entregados en el primer y segundo ciclo de las Estrategias Marinas.

Importancia de indicadores basados en peces y cefalópodos demersales

La incorporación de indicadores específicos para peces y cefalópodos demersales del circalitoral y batial sedimentario es esencial para evaluar de forma fiable el estado ecológico de los ecosistemas profundos. Estos organismos ocupan posiciones relevantes dentro de la red trófica y representan una amplia variedad de funciones ecológicas: algunas especies actúan como presas habituales para depredadores de niveles superiores, mientras que otras desempeñan roles intermedios que contribuyen a mantener el flujo de energía entre el sistema bentónico y el sistema pelágico. Esta diversidad funcional hace que los cambios en sus poblaciones reflejen con sensibilidad la disponibilidad de recursos, la estabilidad de las comunidades y las alteraciones que puedan producirse en el ecosistema (Colloca *et al*., 2013).

Su estrecha vinculación con el sustrato sedimentario y su dependencia de condiciones ambientales específicas los convierten en organismos especialmente adecuados para detectar modificaciones en la integridad del hábitat. La respuesta de estos grupos funcionales integra de manera directa los efectos combinados de la presión pesquera, la alteración del fondo marino y la variabilidad ambiental, proporcionando una señal temprana de cambios que afectan al funcionamiento del ecosistema.

A esta relevancia ecológica se suma la importancia socioeconómica de diversas especies demersales, que forman parte de las pesquerías nacionales y contribuyen a la estabilidad del sector extractivo. La evolución de sus poblaciones condiciona directamente la sostenibilidad de las actividades pesqueras, por lo que resulta esencial disponer de indicadores que integren la dimensión ecológica y pesquera para orientar la gestión hacia un objetivo consecuente entre la conservación y el aprovechamiento de los recursos.

Por otra parte, la evaluación de la comunidad demersal en su conjunto, permite detectar cambios estructurales en el ecosistema. Los patrones comunitarios ofrecen una visión integrada y dinámica del funcionamiento ecológico, revelando señales tempranas de presión acumulada, modificaciones en la composición específica o alteraciones en la estructura trófica.

En conjunto, estos indicadores proporcionan una base científica sólida para interpretar el estado del medio marino, anticipar tendencias y apoyar la toma de decisiones en el marco de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina. Su uso garantiza que la evaluación del BEA se sustente en información representativa, integrada y directamente vinculada a los procesos ecológicos y socioeconómicos que caracterizan los ecosistemas demersales del caladero nacional.

Área de estudio

El equipo de trabajo realiza esta evaluación de forma coordinada a lo largo de toda el área de estudio, que abarca la costa nacional de la península ibérica y las islas baleares. El análisis se extiende de manera específica a lo largo de las siguientes grandes áreas, catalogadas domo demarcaciones según la nomenclatura de las Estrategías Marinas: la demarcación noratlántica, la demarcación suratlántica, la demarcación Estrecho-Alborán y la demarcación levantino-balear. En este proyecto específico de peces y cefalópodos circalitoral la demarcación de Canarias/Macaronesia queda excluida debido a la ausencia de campañas oceanográfico-pesqueras específicas para el componente demersal y bentónico que permitan recopilar los datos requeridos para este análisis de indicadores.

Fuente de datos

La información utilizada procede de las campañas de investigación pesquera coordinadas por el IEO-CSIC en el marco del Programa Nacional de Datos Básicos del sector pesquero español, adaptadas a las características oceanográficas de cada demarcación:

- DM Noratlántica: campaña DEMERSALES, que evalúa los recursos demersales de la plataforma continental de Galicia y la Cornisa Cantábrica.
- DM Suratlántica: campaña ARSA, centrada en la evaluación de recursos demersales del golfo de Cádiz.
- DM Estrecho y Alborán: campaña MEDITS en el Mediterráneo español, en su cobertura del Mar de Alborán.
- DM Levantino-Balear: campaña MEDITS en el Mediterráneo español, en su cobertura del Levante peninsular e Islas Baleares.

Todas estas campañas comparten un diseño de muestreo aleatorio estratificado, mediante arrastres de fondo experimentales (Bertrand *et al*., 2002). Este diseño permite evaluar la abundancia, distribución y estructura de las poblaciones demersales de forma independiente a los datos de la pesca comercial, generando así la información científica necesaria para el seguimiento.

Cada demarcación cuenta con su propia serie temporal de datos, cuya duración varía según la campaña y el año a partir del cual sus datos se consideran completos y representativos para el análisis. En conjunto, estas series suelen superar los 10-15 años de datos continuados, lo que aporta una muy buena base de datos, sólida para estimar la evolución estadística de las poblaciones a lo largo del tiempo.

Indicadores de buen estado ambiental (bea)

La evaluación del Descriptor 1 se estructura en torno a dos grandes componentes (especies y hábitats) para determinar el Buen Estado Ambiental (BEA) de los peces y cefalópodos demersales del circalitoral y batial sedimentario. En este caso, el componente de especies se evalúa mediante cinco criterios establecidos: las capturas accidentales (D1C1), el tamaño de la población (D1C2), las características demográficas (D1C3), la distribución de la población (D1C4) y la condición del hábitat de la especie (D1C5). De estos cinco, los peces y cefalópodos demersales se evalúan a partir de tres: D1C2, D1C3 y D1C4. Esto se debe a que D1C1 y D1C5 requieren un tipo de información que las actuales campañas de seguimiento no están diseñadas para proporcionar de forma coordinada y estandarizada.

Además de estos criterios, se calcula de forma complementaria a escala comunitaria la Talla Máxima Media (MML). Aunque este indicador no forma parte de la evaluación obligatoria establecida por las Estrategias Marinas, se incluye debido a su sensibilidad a los efectos de la presión pesquera sobre la estructura de tallas y la proporción de ejemplares maduros, ya que su dinámica poblacional responde de forma directa a la intensidad de explotación.

<u>Metodología de cálculo:</u>

Los criterios descritos se calculan a partir de metodologías específicas, que se detallan a continuación para cada uno de ellos:

Tamaño de la población (D1C2)

Este criterio se aborda a través de los parámetros de abundancia y biomasa, aplicando el estadístico Z-Score. En primer lugar, se calcula el valor anual de los índices estratificados ponderados de abundancia y de biomasa, asegurando que la estimación global sea representativa y ajustada al área de estudio. Además, se tiene en cuenta el esfuerzo de muestreo.

Una vez calculados, se analiza su tendencia temporal a lo largo de la serie histórica mediante regresiones lineales. En función de los resultados del ajuste lineal y su significación estadística, las especies se clasifican en tres categorías según su tendencia temporal: "creciente" (regresión significativa con pendiente positiva), "decreciente" (regresión significativa con pendiente negativa) o "estable" (regresión no significativa).

Paralelamente los valores anuales de los índices estratificados de abundancia y de biomasa se transforman mediante estandarización z-score aplicando la siguiente formula:

$$z = \frac{x - \overline{x}}{\sigma}$$

Donde Z es el valor de la desviación normalizada para cada valor, x es el índice anual de biomasa o abundancia, $\bar{x}$ es la media de la abundancia/biomasa a lo largo de la serie histórica y σ es la desviación estándar. Esta técnica permite transformar los datos de manera que tengan una media de cero y una desviación estándar de uno, y es especialmente útil para comparar datos de manera más precisa y equilibrada.

Por último, para evaluar el BEA se integran los resultados del análisis de tendencias con los z-scores mediante la siguiente regla que tiene en cuenta la estrategia vital de las especies:

a) Especies oportunistas o *r* con cualquier tendencia temporal (creciente o decreciente):
   - Cumplirán con los criterios de buen estado ambiental (BEA) cuando el valor de abundancia/biomasa del último año de la serie histórica no varíe más allá de μ±σ, es decir, el valor *Z* actual tiene que variar entre -1 y +1.

b) Especies potencialmente vulnerables o *K*:
   - Con tendencia decreciente: Cumplirán con el criterio de BEA cuando el valor de la abundancia/biomasa del último año crezca por encima de la estimación de μ+0.5σ, es decir *Z* actual debe ser mayor o igual que +0.5.

   - Con tendencia estable o creciente: Cumplirán con el criterio de BEA cuando el valor de la abundancia/biomasa del último año se mantenga estable o crezca, y por tanto sea mayor que μ, entendiendo que nunca es malo que las especies potencialmente vulnerables aumenten. Aun así, se ha de dar un rango de valores negativos que den margen a las fluctuaciones naturales, la

variabilidad natural, de una especie que no se encuentra en tendencia decreciente, es decir *Z* actual debe ser mayor o igual que -0.5.

Características demográficas (D1C3)

Las características demográficas de la población de una determinada especie son indicativas de una población sana que no se ve afectada adversamente por presiones antropogénicas. Este criterio se evalúa mediante el parámetro de distribución de tallas.

Dentro de este parámetro, se analiza la evolución temporal del indicador "Percentil 95", que es la talla correspondiente al percentil 95% de la distribución de tallas de la especie. El seguimiento de esta talla límite actúa como un descriptor fiable de los cambios estructurales en las comunidades demersales.

Tabla 1. Fragmento de la tabla de evaluación del Criterio D1C2 para especies demersales en la demarcación LEBA (península). Se muestra la tendencia de abundancia y biomasa, significación estadística, estrategia vital (r/k) y cumplimiento del BEA. Fuente: Tabla 15 del Informe de Evaluación de Estrategias Marinas (D1C2 Demersales, LEBA (península), 2º ciclo de evaluación)

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado.

		Pendiente	p-valor	R^2	Tendencia	Z_{actual}	Estratega	BEA
Arnoglossus laterna	**Abundancia**	0.03	0.573	-0.05	Estable	1.443	r	
	Biomasa	0.000	0.739	-0.067	Estable	0.560	r	
Arnoglossus rueppelii	**Abundancia**	0.18	0.005	0.435	Creciente	1.119	r	
	Biomasa	0.002	0.012	0.351	Creciente	1.031	r	
Arnoglossus thori	**Abundancia**	0.054	0.596	-0.053	Estable	-0.449	r	
	Biomasa	0.000	0.682	-0.063	Estable	-0.343	r	
Blennius ocellaris	**Abundancia**	0.006	0.078	0.16	Estable	0.163	r	
	Biomasa	0.000	0.009	0.379	Creciente	-0.256	r	
Callyonimus maculatus	**Abundancia**	-0.007	0.873	-0.075	Estable	-0.587	r	
	Biomasa	0.000	0.426	-0.024	Estable	-0.58	r	
Cepola macrophthalma	**Abundancia**	-0.335	0.028	0.266	Decreciente	-0.893	k	
	Biomasa	-0.011	0.027	0.271	Decreciente	-0.741	k	

La estimación del valor resultante se realiza a partir de *N* registros ordenados de menor a mayor talla, determinando en primer lugar su rango u orden ordinal (*n)* mediante la siguiente expresión:

$$n=P/100\times N+1/2$$

En este caso, *P* es el percentil que se quiere calcular y *N* el número de muestras, empleando como datos las abundancias de cada especie. Posteriormente, el resultado se redondea al entero más próximo, de modo que el valor final de *n* corresponde al menor entero que supera la expresión P/100 x N.

Por último, con el fin de identificar tendencias en la evolución temporal de este indicador, se realiza un ajuste mediante regresión lineal. El grado de significancia de la pendiente de estas regresiones se determina mediante análisis de la varianza (ANOVA). Una disminución del valor de este indicador normalmente indica un aumento de la presión pesquera. Por lo tanto, se considera que para la consecución del BEA sería necesario mantener unas tendencias crecientes o por lo menos estables en este indicador, independientemente de la estrategia vital de cada especie.

Tabla 2. Fragmento de la tabla de evaluación del Criterio D1C3 (peces demersales) en la demarcación LEBA (península). Se indican los valores del percentil 95 (P_{95}, en cm), la tendencia de la estructura de tallas, la significación estadística, la estrategia vital (r/k) y el cumplimiento del BEA. Fuente: Tabla 18 del Informe de Evaluación de Estrategias Marinas (D1C3 Demersales, LEBA (península), 2º ciclo de evaluación).

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado.

	P95 (min-max)	Pendiente	p-valor	R^2	Tendencia	Estratega	BEA
Arnoglossus laterna	+10-13	-0.054	0.343	-0.002	Estable	r	
Arnoglossus rueppelii	12-14	0.121	0.009	0.380	Creciente	r	
Arnoglossus thori	10-11	0.039	0.206	0.052	Estable	r	
Blennius ocellaris	14-17	0.136	0.026	0.276	Creciente	r	
Callyonimus maculatus	9-12	-0.004	0.944	-0.077	Estable	r	
Cepola macrophthalma	41-55	-0.182	0.515	-0.041	Estable	k	

Distribución de la población (D1C4)

La distribución espacial de las poblaciones responde estrechamente a las condiciones fisiográficas, geográficas y climáticas del medio marino. Con el fin de garantizar un buen estado ambiental, el objetivo de este indicador es asegurar que la distribución de las especies sensibles se mantenga estable o con tendencia creciente, y que la de las oportunistas permanezca estable o decreciente. Para evaluar este criterio se calcula para toda la serie histórica disponible el valor anual de dos indicadores: el "Dist-R: Rango de distribución" (extensión geográfica de su distribución) y el "Dist-P: Patrón de distribución" (patrón batimétrico de su distribución).

En primer lugar, el indicador del rango de distribución se calcula a partir de matrices de datos geo-referenciados de presencia/ausencia de las especies más representativas de la comunidad, procedentes de la serie histórica de las campañas de prospección pesquera. Para ello, se crea una malla de *C-squares* sobre el área y se calcula el porcentaje de cuadrículas con presencia de una determinada especie respecto al total de cuadrículas muestreadas.

Dado que el muestreo es aleatorio estratificado y que, dependiendo de la meteorología, el número de cuadrículas cubiertas varía entre años, es necesario estandarizar los porcentajes para hacerlos comparables de unos años a otros dividiendo el porcentaje de cada año por la ratio máxima de cuadrículas muestreadas en la serie histórica de la siguiente manera:

$$\%cuadrículas = (C_{+y}/ C_{tot}) / (C_{my}/C_{max})$$

Donde C_{+y} es el número de cuadrículas con presencia de la especie en el año y, C_{tot} el número total de cuadrículas en el área, C_{my} es el número de cuadrículas muestreadas en el año y, y C_{max} el máximo de cuadrículas muestreadas en un mismo año. Estos porcentajes de presencia estandarizados permiten observar las tendencias temporales a lo largo de la serie histórica para cada una de las especies consideradas.

Una vez calculados los valores anuales de estos indicadores, el BEA para este parámetro se evalúa mediante el análisis de las tendencias temporales. La tendencia de cada especie respecto a su rango de distribución es evaluada en una escala de tres estados: “creciente”, “estable” y “decreciente”. A cada especie se le asigna un estado u otro dependiendo del valor de la pendiente de la regresión lineal aplicada a la serie histórica de porcentajes de aparición estandarizados. Así, a las especies con pendientes significativas con valores positivos y negativos se les asigna como rango de distribución “creciente” y “decreciente”, respectivamente, mientras que a las especies con pendientes no significativas se les asignó un rango de distribución “estable”. El grado de significancia de la pendiente se determina mediante análisis de la varianza (ANOVA). Para una especie sensible, el BEA se alcanza con un rango de distribución con tendencia estable o creciente. Una especie oportunista alcanzará el BEA cuando muestre una tendencia de rango de distribución estable o decreciente.

En segundo lugar, el indicador de patrón de distribución se basa en los mismos datos y conceptos geo-referenciados de presencia/ausencias procedentes de las campañas. En este caso, en lugar de evaluar el rango total de distribución en el área total, se evalúan los porcentajes de presencia de estas especies en los distintos estratos batimétricos buscando posibles cambios en su patrón de profundidad.

El cálculo se realiza siguiendo el mismo método de estandarización, para hacer comparables los datos entre años, pero aplicándolo dentro de cada estrato batimétrico de la siguiente forma:

$$\%cuadrículas\ estrato\ A = (CA_{+y}/ CA_{tot}) / (CA_{my}/CA_{max})$$

Donde CA_{+y} es el número de cuadrículas con presencia en el estrato *A* el año y, *CAtot* el número total de cuadrículas en estrato *A*, CA_{my} es el número de cuadrículas muestreadas en el estrato *A* en el año *y*, y CA_{max} el máximo de cuadrículas muestreadas en el estrato A en un mismo año.

Del mismo modo, para el indicador de patrón de distribución, la evaluación del BEA en cada estrato batimétrico se lleva a cabo aplicando el mismo análisis de tendencias temporales (regresiones lineales y ANOVA) y los umbrales de sensibilidad descritos anteriormente.

Tabla 3. Fragmento de la tabla de evaluación del Criterio D1C4 (peces demersales) en la demarcación LEBA (península). Se muestran los valores y la tendencia temporal del porcentaje de cuadrículas con presencia de las especies, su significación estadística, la estrategia vital (r/k) y el cumplimiento del BEA. Fuente: Tabla 21 del Informe de Evaluación de Estrategias Marinas (D1C4 Demersales, LEBA (península), 2º ciclo de evaluación).

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado.

	Pendiente	p-valor	R^2	Tendencia	Estratega	BEA
Arnoglossus laterna	0.051	0.267	0.024	Estable	r	
Arnoglossus rueppelii	0.026	0.061	0.187	Estable	r	
Arnoglossus thori	0.010	0.505	-0.039	Estable	r	
Blennius ocellaris	0.009	0.513	-0.041	Estable	r	
Callyonimus maculatus	-0.001	0.982	-0.077	Estable	r	
Cepola macrophthalma	-0.030	0.203	0.054	Estable	k	

Talla Máxima Media (Mean Maximum Length, MML)

La talla máxima media se aplica al ecotipo peces y elasmobranquios de la comunidad demersal. El indicador se calcula estimando el valor anual de talla máxima media de la siguiente manera:

$$MML = \frac{\sum_j L_{max j} N_j}{N}$$

Donde $Lmax_j$ es la talla máxima, obtenida con el muestreo, para la especie j, Nj es el número de individuos de la especie j, y N es el número total de individuos.

Este cálculo tiene en cuenta las variaciones de tallas intraespecíficas (fenotípicas) que pueden afectar a este indicador. Para la determinación del cumplimiento del Buen Estado Ambiental (BEA) de este indicador, se define en función de la estrategia vital (*r* o *K*) de la especie y el patrón de la tendencia temporal del indicador:

- Cuando su estratega vital sea "*r*" y su tendencia sea estable o decreciente, diremos que se cumple el BEA. Cuando su tendencia sea creciente, no se cumple el BEA.

- Cuando su estratega vital sea "*K*" y su tendencia sea estable o creciente, diremos que se cumple el BEA. Cuando su tendencia sea decreciente, no se cumple el BEA.

<u>Reglas de integración de los resultados</u>

Para llevar a cabo la evaluación del Buen Estado Ambiental (BEA) de forma estructurada, las directrices asociadas al *Guidance Document No. 19: Article 8 MSFD Assessment Guidance* establecen los criterios metodológicos para

el Descriptor 1 (Biodiversidad), fijando las pautas sobre cómo combinar los resultados a distintas escalas jerárquicas:
-De parámetros y/o indicadores a criterios: Cuando un criterio esté compuesto por varios indicadores o parámetros, todos ellos deberán cumplir el BEA para que el criterio lo cumpla: D1C2 exige abundancia y biomasa; D1C3 se evalúa mediante el indicador Q95; y D1C4 requiere cumplir tanto el rango como el patrón de distribución.

-De criterios a especies: Se aplicará la regla de integración OOAO (One Out, All Out). Este principio de máxima precaución determina que el estado final de la especie queda condicionado por el peor resultado de entre los criterios evaluados, de modo que basta con que uno solo no alcance el umbral requerido para que la especie en su conjunto no logre el Buen Estado Ambiental. En este caso, la especie cumplirá el BEA cuando se cumpla en todos los criterios evaluados (D1C2 tamaño población, D1C3 características demográficas y D1C4 distribución), tal como indica la guía de evaluación de la Marine Strategy Framework Directive (MSFD) (*Article 8 MSFD Assessment Guidance*).

-De especies a grupo de especies: se considerará que el grupo de especies alcanza el BEA cuando el 70% de las especies del grupo estén en BEA. Finalmente, para saber si la comunidad cumple con el BEA, calculamos la proporción de especies de la comunidad que alcanza el BEA y lo comparamos con el porcentaje de referencia establecido (70%).

Aplicación para la gestión

Al tratarse de series temporales largas procedentes de campañas científicas independientes de la pesca comercial, estos indicadores permiten fotografiar el estado de las poblaciones, anticipar declives y aplicar una evaluación diferenciada según las estrategias vitales (*r* o *K*) de las especies. La gestión de estos grupos funcionales de peces y cefalópodos del circalitoral y batial es fundamental, ya que al ocupar posiciones clave en las redes tróficas y mantener una estrecha dependencia del sustrato sedimentario, actúan como nexos críticos en el flujo de energía y reflejan de manera muy sensible las alteraciones del hábitat y la presión antrópica.

Estos resultados se remiten a la Comisión Europea y al Ministerio correspondiente en cumplimiento con la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina y la Ley 41/2010, permitiendo comparar las demarcaciones españolas bajo una metodología común y alimentar el ciclo de revisión de seis años. En definitiva, este seguimiento aporta la información técnica necesaria para respaldar la toma de decisiones y la gestión de nuestros ecosistemas marinos profundos.

Bibliografía

Bertrand, J.A., de Sola, L.G., Papaconstantinou, C., Relini, G., & Souplet, A. (2002). The general specifications of the MEDITS surveys. *Scientia Marina*. 66 (S2), 9–17.

Boletín Oficial del Estado. (2010). Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino. *Boletín Oficial del Estado*, *316*, 108503–108560. https://www.boe.es/eli/es/l/2010/12/29/41

Colloca, F., Cardinale, M., Maynou, F., Giannoulaki, M., Scarcella, G., Jenko, K., Bellido, J.M., & Fiorentino, F. (2013). Rebuilding Mediterranean fisheries: a new paradigm for ecological sustainability. *Fish and Fisheries*, 14(1), 89–109.

European Commission. (2008). Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). *Official Journal of the European Union*, L 164, 19–40. https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2008/56/oj/eng

European Commission. (2022). *MSFD CIS Guidance Document No. 19, Article 8 MSFD* (Marine Strategy Framework Directive Common Implementation Strategy). Office for Official Publications of the European Communities. https://archimer.ifremer.fr/doc/00948/105938/ (Accessed September 14, 2026).

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (2021). *Programa Nacional de Datos Básicos del sector pesquero español en el marco del Fondo Europeo Marítimo, de Pesca y de Acuicultura (FEMPA).* Gobierno de España. https://www.mapa.gob.es/es/pesca/temas/proteccion-recursos-pesqueros/programa-nacional-datos-basicos (Accessed September 14, 2026).

Agradecimientos

Los autores expresan su agradecimiento a todas las personas que trabajaron en las campañas MEDITS, ARSA y DEMERSALES.

Financiación

Los autores declaran que se ha recibido apoyo financiero para este trabajo y/o su publicación. La recogida de datos de las campañas ha sido cofinanciada por la UE a través del Fondo Europeo Marítimo y de Pesca (FEMP) en el marco del Programa Nacional de recopilación, gestión y uso de datos en el sector pesquero y apoyo al asesoramiento científico en relación con la Política Pesquera Común. El desarrollo de las Estrategias Marinas ha sido cofinanciado por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) y la Unión Europea a través del Fondo Europeo Marítimo, de Pesca y de Acuicultura (FEMPA).

¿Quién compra el pescado de las lonjas valencianas?, Estructura y concentración del mercado de compradores de la Comunidad Valenciana en el periodo 2018–2024.

Eliana C. Céspedes-Rodríguez, Houda Fellah y José Luis Sánchez Lizaso

Departamento de Ciencias del mar y Biología Aplicada, Universidad de Alicante

Introducción

Las lonjas pesqueras constituyen un elemento fundamental en la comercialización de los productos de la pesca en la Comunidad Valenciana, al actuar como punto de conexión entre la actividad extractiva y los agentes encargados de la posterior distribución y comercialización de las capturas. La gestión de estas instalaciones se encuentra estrechamente vinculada al sector pesquero profesional y, particularmente, a las cofradías de pescadores, organizaciones que desempeñan funciones de representación, colaboración con la Administración y defensa de los intereses del sector (Generalitat Valenciana, 2017).

En los mercados pesqueros de primera venta, la existencia de numerosos compradores no garantiza por sí sola una competencia homogénea. El pescado es un producto perecedero, heterogéneo en especies, tamaños y calidades, y la oferta puede variar de forma importante entre días y temporadas. Estas características pueden favorecer segmentación, diferencias en los patrones de compra y situaciones de competencia imperfecta (Graddy, 2006; Fluvià *et al.*, 2012). Estudios recientes muestran además una elevada heterogeneidad entre compradores en cuanto a cantidades adquiridas, número de mercados visitados y frecuencia de compra, con pequeños grupos de grandes compradores capaces de participar en múltiples mercados (Wolff *et al.*, 2024).

El número de compradores sería una primera aproximación a la estructura del mercado, pero no permite conocer cómo se reparten realmente las compras entre ellos. Dos lonjas con un número similar de compradores pueden presentar estructuras completamente distintas si en una de ellas las compras se distribuyen de forma equilibrada y en la otra quedan concentradas en pocos de ellos. Esta distinción es relevante porque el número de participantes en las subastas y la intensidad de la competencia pueden relacionarse con los precios obtenidos en primera venta (Sogn-Grundvåg *et al.*, 2021).

En este contexto, el presente análisis estudió el número de compradores de las lonjas de la Comunidad Valenciana, su evolución temporal entre 2018 y 2024 y la concentración del mercado mediante indicadores complementarios. El objetivo principal fue caracterizar las diferencias existentes entre lonjas y determinar si los cambios en el número de compradores se acompañaban necesariamente de cambios en la concentración.

Materiales y métodos

El análisis se realizó a partir de la información de compradores hallada en las hojas de primera venta de las lonjas de la Comunidad Valenciana, entre los años 2018 y 2024. Para 2024 se consideraron 1.007 compradores, responsables de la adquisición del 99,7 % del pescado desembarcado; 60,1 toneladas fueron retiradas del mercado. Para el análisis temporal se empleó la serie 2018–2024 disponible para cada lonja.

<u>Número de compradores y actividad de compra</u>

Se cuantificó el número de compradores por lonja y se relacionó con la cantidad comprada y con el valor económico de las ventas. También se caracterizó a los compradores según la cantidad total adquirida, el volumen

económico de compra y el número de lonjas diferentes en las que realizaron adquisiciones.

Índice de concentración Herfindahl-Hirschman (IHH)

Constituye una medida de concentración económica en un mercado. El IHH se calcula elevando al cuadrado la cuota de mercado de cada empresa (en este caso, considerando cada subasta como un mercado independiente) y sumando los resultados. El valor máximo es 10.000 (cuando hay un monopolio y una única empresa posee el 100% del mercado). A diferencia de otros indicadores de concentración de actividad económica, el IHH presenta la ventaja de contar con valores de referencia de carácter legal que pueden emplearse como marco comparativo. Así, en el sistema legal de Estados Unidos se consideran mercados altamente concentrados aquellos que superan los 1.800 puntos, lo que indica un riesgo de escasa competencia entre empresas (U.S. Department of Justice and the Federal Trade Commission, 2023, Ortega *et al.*, 2025). Esté índice ha sido aplicado recientemente para estimar la concentración del mercado en las lonjas de Cataluña (Ortega *et al.*, 2025). Este índice se calculó tanto en términos de cantidad comprada como de valor económico.

Adicionalmente se ha estimado el número equivalente que es una medida derivada del IHH que te indica cuántos compradores con cuotas iguales producirían un grado de concentración equivalente al observado. Por lo tanto, valores altos indican una mayor diversificación y valores bajos una mayor concentración.

Índice de Shannon (H)

Complementariamente, se aplicó este índice para estimar la diversidad de compradores en cada lonja. Valores altos de este índice indican mayor diversificación del mercado, al igual que el número equivalente.

Resultados

Estructura de compradores

En el 2024, el 99,7% del pescado desembarcado fue vendido a 1007 compradores en todas las lonjas de la Comunidad Valenciana. Solo una pequeña parte del pescado desembarcado, 60,1 toneladas fueron retiradas del mercado. La distribución entre lonjas fue muy desigual. Santa Pola presentó el mayor número, con 247 compradores, seguida de Villajoyosa (152), Castellón (124) y Altea (118). En el extremo opuesto se situaron El Perellonet (1), El Campello (13), Guardamar del Segura (14) y El Palmar (15). La figura 1 representan el número de compradores frente a los desembarques y su valor en cada una de las cofradías valencianas. Como resulta lógico, se intuye una relación entre la cantidad desembarcada y el número de compradores.

Al representar estas variables (figura 2, izquierda) se observó que existe una regresión significativa, pero con un coeficiente de determinación no excesivamente elevado ($R^2 \approx 0,48$). Al excluir el volumen desembarcado por el cerco (figura 2, derecha) la correlación de las variables fue muy alta, con un coeficiente de determinación $R^2 \approx 0,9$). Esto es debido a que las capturas del cerco son abundantes, pero son adquiridas por un menor número de compradores.

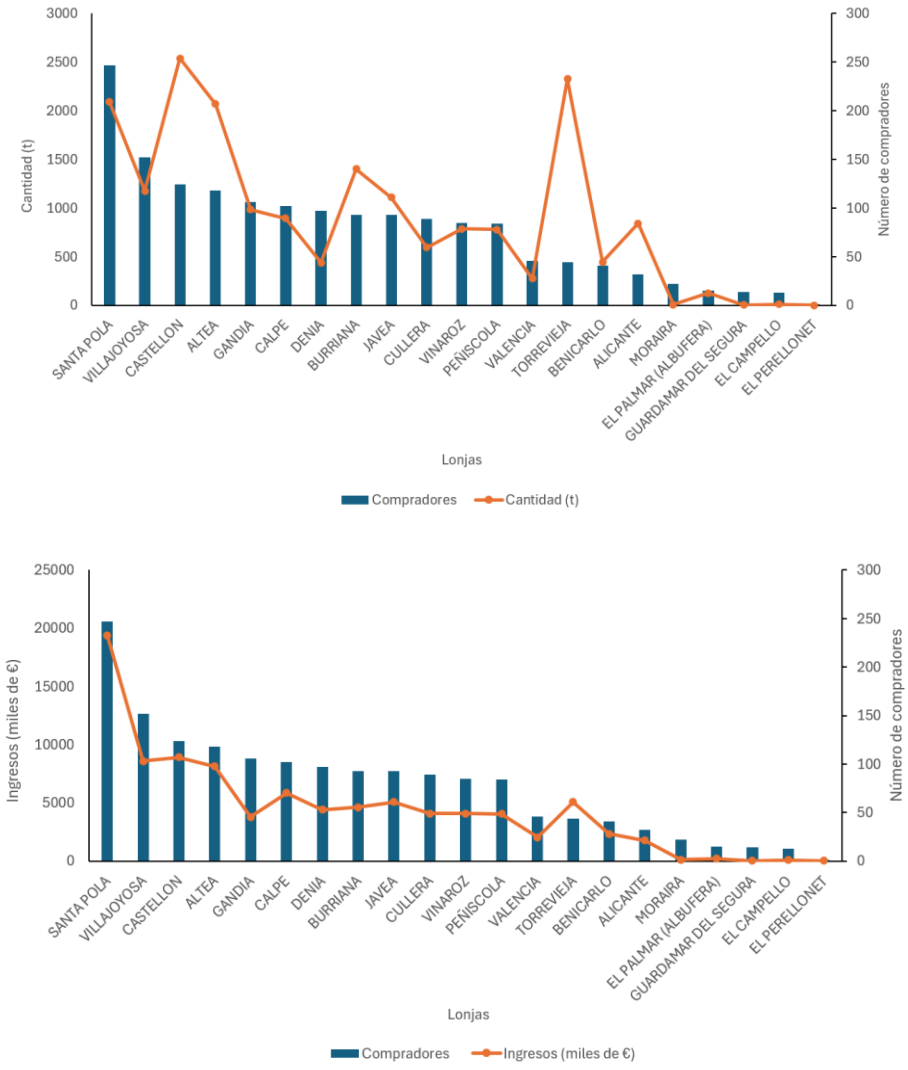


Figura 1. Relación entre el número de compradores la cantidad comprada en toneladas (arriba) y los ingresos generados en miles de € (abajo) en cada lonja de la Comunidad Valenciana en el 2024.

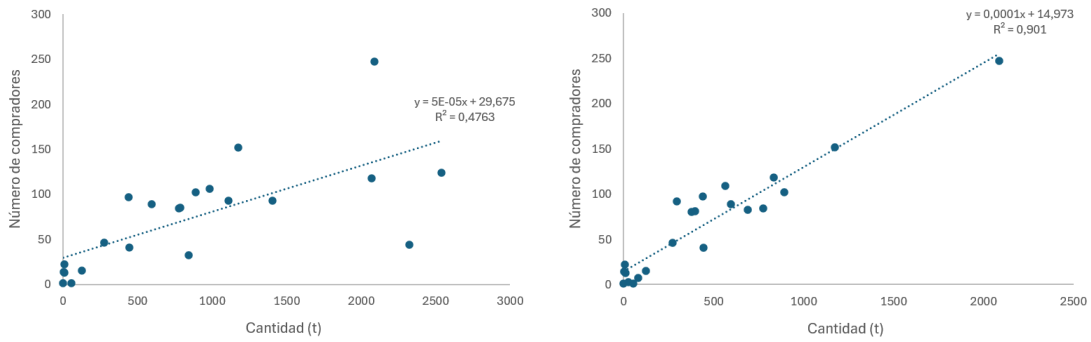


Figura 2. Relación entre la cantidad de pescado desembarcado (toneladas) frente al número de compradores en lonjas de la Comunidad Valenciana en 2024, considerando todas las artes de pesca (izquierda) y excluyendo al

cerco (derecha). La recta indica la regresión lineal ajustada.

La figura 3 muestra cómo se distribuyó el número de compradores en función de la cantidad de pescado comprado (arriba) y el volumen económico (abajo) en todas las lonjas de la Comunidad Valenciana. Se observa que la mayor cantidad de compradores se concentró en cantidades de pescado intermedias entre 1 y 10 toneladas, con 313 compradores, y entre 100 kg y una tonelada, con 283 compradores. Compras de cantidades muy pequeñas (1 a 10 kg) o extremadamente grandes (>1000 toneladas), presentaron un número mucho menor de compradores (52 y 2, respectivamente). Por otro lado, la mayoría de los compradores adquirieron entre 1000 y 50000 euros. Además, hubo un único comprador que adquirió más de 5 millones de euros.

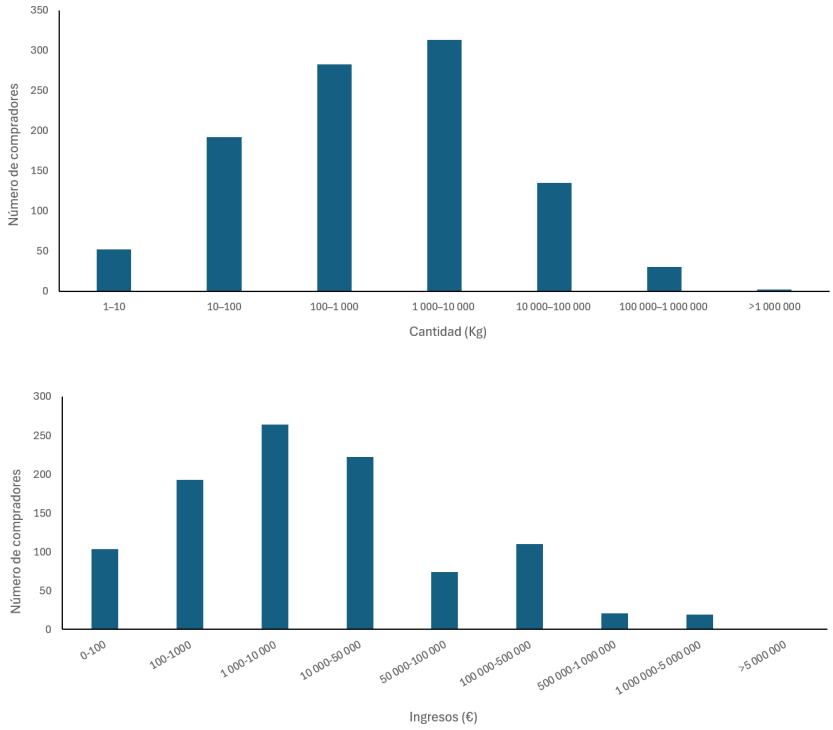


Figura 3. Distribución del número de compradores según la cantidad de pescado (Kg) adquirido (arriba) y su volumen de compra (€) (abajo), en las lonjas de la Comunidad Valenciana en 2024.

Evolución del número de compradores entre 2018 y 2024

En el periodo estudiado se observó un descenso gradual del número de compradores, aunque el patrón no es uniforme entre lonjas. Algunas lonjas mostraron reducciones marcadas (ej. Jávea, Dénia, Cullera, València, o Santa Pola), mientras que otras permanecieron relativamente estables (ej. Castellón, Benicarló, Burriana o Altea) o presentaron aumentos (ej. Peñíscola, Vinaroz, Moraira o el Campello). La representación mediante barras divergentes permitió mostrar directamente el cambio porcentual real entre 2018 y 2024 (Figura 4), donde, las mayores reducciones se observaron en Alicante (-42,9 %), Valencia (-36,1 %) y Cullera (-25,8 %). Por el contrario, Peñíscola (27,3 %), El Campello (18,2 %) y Vinaroz 14,9 %) aumentan su número de compradores.

Estos resultados podrían indicar que se está produciendo una concentración de los compradores que puede provocar una mayor vulnerabilidad del mercado, pero este fenómeno no es uniforme en toda la Comunidad Valenciana.

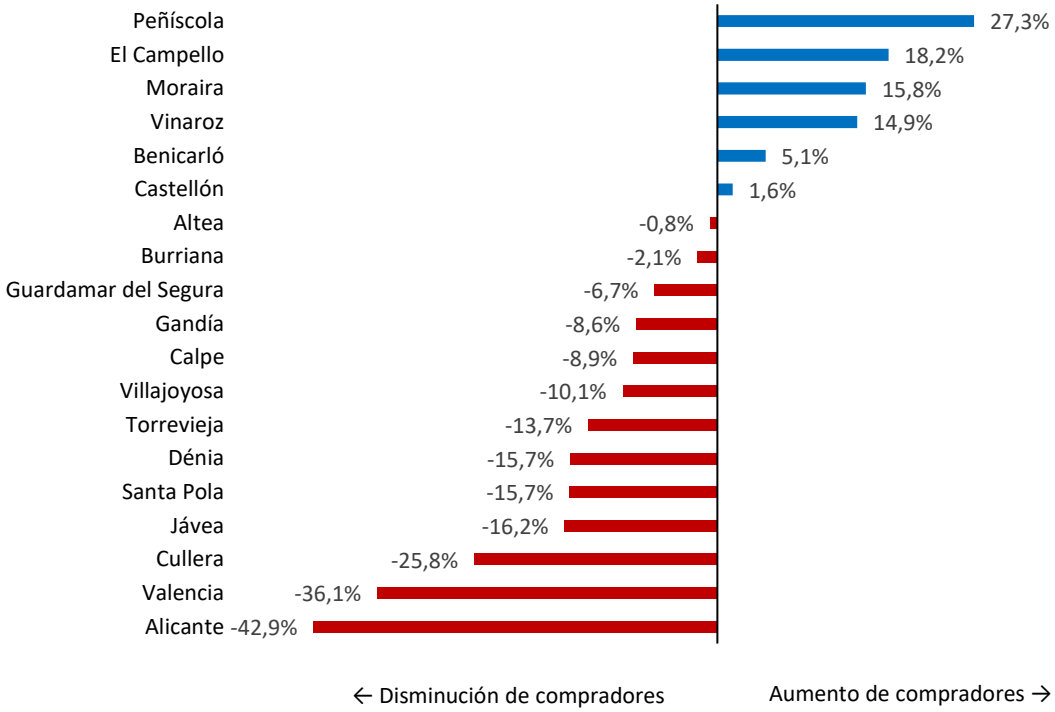


Figura 4. Cambio porcentual del número de compradores entre 2018 y 2024. Los valores negativos indican disminución del número de compradores y los positivos su aumento. Se excluyen las lonjas sin datos comparables en ambos años.

Índice de concentración Herfindahl-Hirschman, Número equivalente e Índice de diversidad de Shannon.

En todos los análisis se observaron pocas diferencias si los índices se calculaban respecto a la cantidad comprada, o respecto al valor económico. Por lo tanto, en este trabajo solo mostraremos los valores estimados para cada índice en términos de la cantidad comprada.

Concentración del mercado: menos compradores no implica necesariamente mayor concentración

Entre 2018 y 2024, la mayoría de las lonjas presentan valores de HHI, en términos de cantidad, inferiores a 2.000, mientras que determinados mercados mostraron concentraciones claramente superiores. En 2024 destacan El Campello (HHI = 6260,79), Guardamar del Segura (3000,52), Peñíscola (2576,87) y El Perellonet (10.000 porque existe un único comprador). Por el contrario, Santa Pola (250,37) y Villajoyosa (252,83) presentaron valores muy bajos.

El resultado más relevante del análisis temporal es que la reducción del número de compradores no se traduce sistemáticamente en un incremento del HHI. Por ejemplo, en Jávea y Dénia se ilustra bien esta diferencia. Ambas

perdieron una proporción similar de compradores entre 2018 y 2024 (-16,2 % y -15,7 %, respectivamente [Figura 4]), pero el HHI evolucionó en sentidos opuestos (Tabla 1).

Particularmente, en Jávea disminuyó el número de compradores, pero también disminuyó el HHI, lo que indica una distribución más equilibrada de las compras entre los compradores restantes. En Dénia también disminuyó el número de compradores, pero el HHI aumentó. Por tanto, el número de compradores no es suficiente para describir la estructura competitiva del mercado y es necesario considerar también la distribución de las compras entre los distintos clientes.

Tabla 1. Comparación del índice de concentración Herfindahl-Hirschman (IHH) en términos de cantidad comprada en Jávea y Dénia, 2018 y 2024.

JÁVEA	DÉNIA
Compradores	Compradores
111 → 93 ↓	115 → 97 ↓
pero	pero
IHH	IHH
1.138 → 685 ↓	462 → 637 ↑
Menos compradores, menor concentración	Menos compradores, mayor concentración

Número equivalente: mercados con un número similar de compradores pueden ser muy diferentes

Por ejemplo, en el 2024, Santa Pola y Villajoyosa alcanzaron los valores más altos, cercanos a 40 compradores equivalentes, mientras que El Perellonet, el valor más bajo: 1,00. Estos valores reflejan fuertes diferencias en la distribución efectiva de las compras en las lonjas de la Comunidad Valenciana.

La comparación entre Dénia y Peñíscola, ilustra bastante bien cómo a pesar de haber tenido similar número de compradores (97 y 84 respectivamente), presentaron estructuras de mercado muy diferentes (Tabla 2).

En Dénia, la estructura observada equivale a un mercado formado por casi 16 compradores con la misma cuota, mientras que en Peñíscola equivale a menos de 4. El HHI confirmó esta diferencia, en donde Dénia se mantuvo muy por debajo del umbral de 1.800, mientras que Peñíscola lo superó. Además, el índice de diversidad de Shannon ofreció una lectura coherente con los indicadores anteriores, siendo Dénia ligeramente más diversificada que Peñíscola.

Este contraste demuestra que contar compradores puede ocultar diferencias sustanciales en el peso que tiene cada comprador. Por lo tanto, los tres indicadores son complementarios, aunque HHI y número equivalente permiten comunicar de forma más directa los principales resultados.

Tabla 2. Comparación del índice de concentración Herfindahl-Hirschman (IHH), el número equivalente y el índice de diversidad de Shannon (H) en términos de cantidad comprada, en Dénia y Peñíscola, 2018 y 2024.

DÉNIA	PEÑÍSCOLA
97 compradores	84 compradores
↓	↓
15,7 compradores equivalentes	3,9 compradores equivalentes

IHH = 637 H= 3,4 Mercado más diversificado	IHH = 2.577 H= 2,2 Mercado más concentrado

Compradores locales vs. compradores que participan en varias lonjas

En el 2024 se observó que el número de lonjas en las que un pescador puede adquirir pescado oscila entre 1 y 15. La mayoría de los compradores (742 de 1.007) compró en una única lonja (el 74%). A partir de ahí, la frecuencia disminuyó notablemente. Sin embargo, aunque el número de compradores que utilizó varías lonjas (que participaron en 6 o más lonjas) fue bajo (representa solo el 2,4% del total), el volumen de compra en estos casos fue superior al de los compradores que compraron en una única lonja (Figura 5).

El volumen medio permite comparar grupos con tamaños muy distintos. En consecuencia, el valor medio del grupo de seis o más lonjas alcanzó aproximadamente 1,57 millones de euros por comprador, frente a 23.530 euros en el grupo de una sola lonja (Figura 5).

Este resultado no debe interpretarse como una relación causal entre el número de lonjas visitadas y el volumen comprado. En este caso, se pone de manifiesto que existe un grupo muy reducido de compradores con elevada actividad económica y presencia en múltiples lonjas, patrón coherente con la heterogeneidad descrita para compradores de primera venta en otros mercados pesqueros (Wolff *et al.*, 2024).

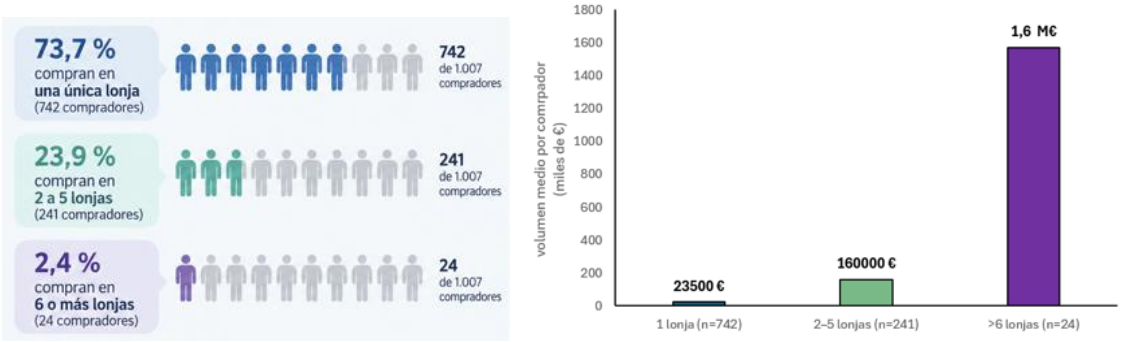


Figura 5. Distribución de los compradores según el número de lonjas en las que participan y volumen medio de compra (miles de €) en 2024.

Conclusiones

Las lonjas de la Comunidad Valenciana mostraron una elevada heterogeneidad en la estructura de compradores. En 2024 se identificaron 1.007 compradores, pero su distribución entre lonjas fue muy desigual, desde un único comprador en El Perellonet hasta 247 en Santa Pola. La relación entre desembarques y número de compradores está además condicionada por el tipo de pesquería, como se demostró en el aumento del coeficiente de determinación al excluir las capturas de cerco.

Entre 2018 y 2024 se observa una reducción del número de compradores en muchas lonjas, aunque con comportamientos diferenciados. Sin embargo, esta disminución no implica necesariamente una mayor concentración del mercado. Por ejemplo, Jávea y Dénia mostraron que reducciones similares del número de compradores pueden tener evoluciones opuestas del HHI. Aunque por lo general, se observó una importante diversificación del mercado, salvo en el caso de alguna lonja pequeña en la que se da una situación de monopolio o cercana a él.

El número equivalente confirma que el número de compradores no describe por sí solo la estructura del mercado. Dénia y Peñíscola ilustraron este hecho, presentando 97 y 84 compradores en 2024, respectivamente, pero sus números equivalentes fueron 15,70 y 3,88. Así, mercados con un número similar de compradores pueden presentar niveles de concentración muy diferentes.

En el 2024, el 74% de los compradores actuaron en una única lonja. No obstante, un pequeño grupo de compradores que actuaron en varias lonjas, presentaron volúmenes medios de compra muy elevados. En general estos resultados muestran que la estructura comercial de las lonjas no debe evaluarse únicamente a partir del número de compradores, sino que también debería considerarse cómo se distribuyen las compras entre ellos, el grado de concentración resultante y la importancia económica de los compradores que participan en varias lonjas.

Finalmente, para detectar qué lonjas pueden ser más vulnerables desde el punto de vista comercial, se recomienda hacerles un seguimiento de forma integral, donde se combinen indicadores simples de participación con medidas de concentración y diversidad. Esto permitiría identificar con mayor precisión las lonjas potencialmente dependientes de uno o pocos compradores y diferenciar aquellas en las que, aunque disminuya el número de compradores, las compras siguen estando repartidas entre varios de ellos.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado en el marco del convenio de colaboración entre la Generalitat Valenciana y la Universidad de Alicante para la realización de estudios e investigación en materia pesquera en aguas frente a la Comunidad Valenciana.

Referencias

Fluvià, M., Garriga, A., Rigall-I-Torrent, R., Rodríguez-Carámbula, E. & Saló, A. (2012). Buyer and seller behavior in fish markets organized as Dutch auctions: Evidence from a wholesale fish market in Southern Europe. *Fisheries Research*, 127–128, 18–25. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.04.010

Generalitat Valenciana. (2017). Ley 5/2017, de 10 de febrero, de pesca marítima y acuicultura de la Comunitat Valenciana. *Diari Oficial de la Generalitat Valenciana*, núm. 7978, de 13 de febrero de 2017.

Graddy, K. (2006). Markets: The Fulton Fish Market. *Journal of Economic Perspectives*, 20(2), 207–220. https://doi.org/10.1257/jep.20.2.207

Ortega, M., Espasandín, L. & Coll, M. (2025). Las lonjas de Cataluña. Una visión integrada 2019–2024. XVI Reunión del Foro Científico Pesca Española en el Mediterráneo, Castellón, 17–18 septiembre 2025.

Sogn-Grundvåg, G., Zhang, D. & Dreyer, B. (2021). Competition in a fish auction: The case of Atlantic cod in

Northern Norway. *Fisheries Research*, 235, Artículo 105826. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105826

U.S. Department of Justice and Federal Trade Commission. (2023). 2023 *Merger Guidelines.*

Wolff, F.-C., Salladarré, F., & Baranger, L. (2024). A classification of buyers in first-sale fish markets: Evidence from France. *Fisheries Research*, 275, Artículo 107022. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2024.107022

Evolución del rendimiento pesquero de la flota de arrastre en la región de Murcia en el periodo 2018-2025.

Carlos J. García, Emilio María-Dolores, José Peñalver, Marcelo Martínez, Miguel A. Carrión, Alberto Zamora, Francisco Espejo, Verónica González, Olga Fernández-Bobadilla.

Servicio de Pesca y Acuicultura Región de Murcia. Dirección General de Ganadería, Pesca y Acuicultura. Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería y Pesca. carlosj.garcia3@carm.es.

Resumen

Este trabajo analiza la evolución del rendimiento de la flota de arrastre de la Región de Murcia durante los años 2018-2025 mediante un análisis de las capturas realizadas por la flota de arrastre y un estudio de la evolución del esfuerzo pesquero en ese mismo periodo.

Aunque el arrastre representa aproximadamente el 11 % del volumen total de capturas regionales, concentra en torno al 30 % de su valor económico, reflejando el elevado valor comercial de las especies objetivo.

El esfuerzo pesquero en estos 8 años de estudio ha sufrido un descenso notable a través de la reducción de la intensidad de la pesca de la flota de arrastre, fundamentalmente mediante dos medidas principales: la limitación y reducción de las jornadas de pesca para los barcos de arrastre a lo largo del año, y el incremento del tiempo de tiempo de parada temporal obligatoria para esta flota. Todo ello en aplicación del plan plurianual para la conservación y explotación sostenible de las poblaciones demersales del Mediterráneo occidental aprobado mediante el Reglamento (UE) 2019/1022, de 20 de junio de 2019.

Durante el periodo estudiado, la actividad se desarrolla en un contexto de reducción progresiva de la flota y del esfuerzo pesquero, con un descenso de los días de pesca desde 4.347 en 2018 hasta 2.795 en 2025, lo que supone un descenso del 35% de media de los días de pesca. Además en este periodo el tiempo de parada temporal asciende hasta 3 meses cada año.

Por otro lado, se analizan las capturas de las principales especies demersales objetivo de la flota de arrastre, y que recoge el citado plan de gestión de poblaciones demersales del Mediterráneo occidental: la merluza, el salmonete, la gamba blanca, la cigala y la gamba roja.

Los resultados muestran una tendencia descendente de las capturas de salmonete, merluza, cigala y gamba roja, siendo especialmente marcada en el salmonete y la cigala, mientras que la gamba blanca presenta una evolución claramente ascendente.

Estas tendencias coinciden con la aplicación, desde 2020, de medidas de reducción del esfuerzo, incremento de vedas y otras medidas técnicas de conservación derivadas del plan plurianual.

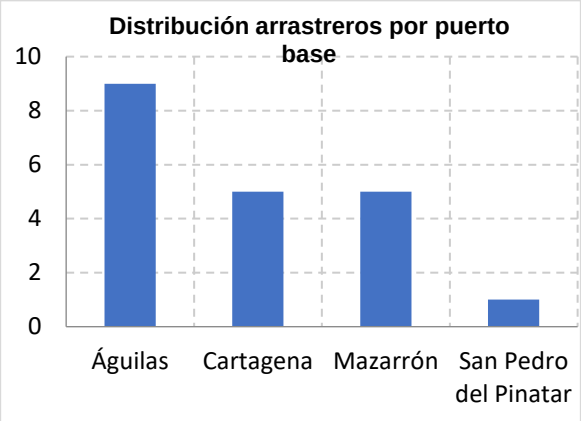
La disminución de las capturas no puede atribuirse únicamente a una posible reducción de la abundancia de los recursos, ya que está condicionada también por la menor intensidad pesquera autorizada.

En consecuencia, el estudio pone de manifiesto la necesidad de complementar la evolución de las capturas totales con indicadores de rendimiento por unidad de esfuerzo (kg/día de pesca) para evaluar con mayor precisión la evolución de las poblaciones y la eficacia de las medidas de gestión.

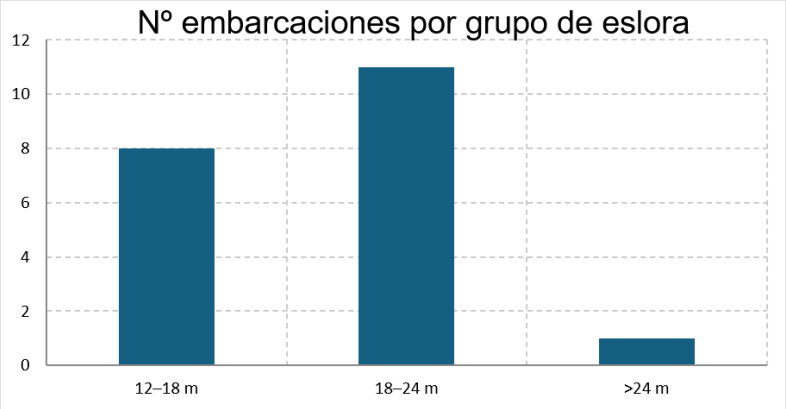
Descripción de la flota de arrastre en la región de Murcia

Actualmente, la flota de arrastre de la Región de Murcia está compuesta por un total de 20 embarcaciones censadas en la fecha de redacción de este trabajo, que se distribuyen en los 4 distritos marítimos en los que se divide la Región de Murcia: San Pedro del Pinatar, Cartagena, Mazarrón y Águilas, conforme a la siguiente distribución:

Distrito Marítimo	Nº barcos
Águilas	9
Cartagena	5
Mazarrón	5
San Pedro del Pinatar	1
Total barcos Murcia año 2026	**20**



Estas embarcaciones faenan en mareas de un solo día, las tripulaciones de los barcos no suelen exceder de 5-6 personas, con jornadas de pesca que oscilan entre las 5 h de la mañana y las 17 h de la tarde, con un máximo 12 horas cada día. Tienen un tamaño de entre 25 y 14 metros de eslora, con potencias muy dispares que oscilan entre 50 CV (36,76 kW) y 420 CV (309 kW). La antigüedad media se sitúa entre 20 y 30 años, con un máximo de una embarcación de 93 años, estando el resto de barcos por debajo de los 40 años. El material predominante es el poliéster, aunque hay un número significativo de barcos de madera, al menos un tercio de la flota.

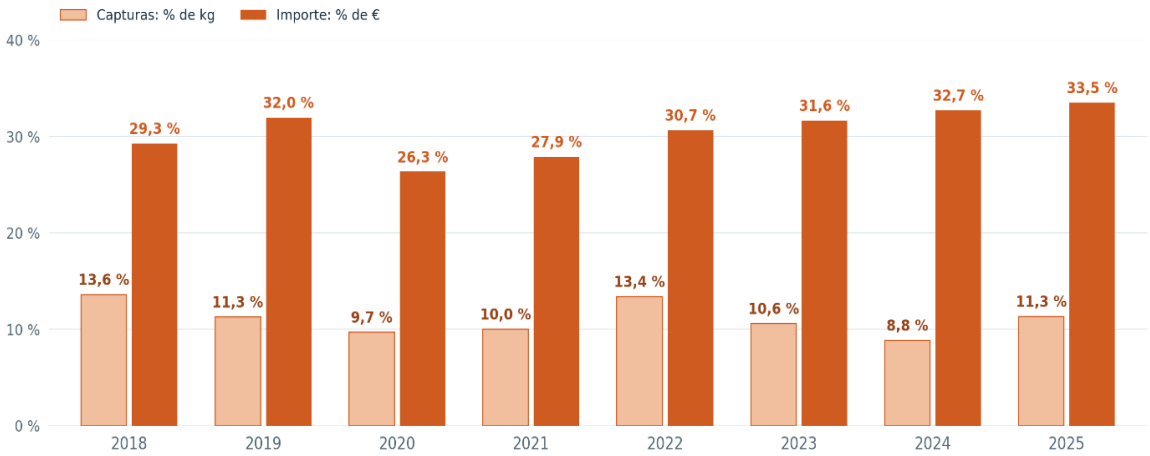


¿Cuál es el peso del arrastre en la Región de Murcia?

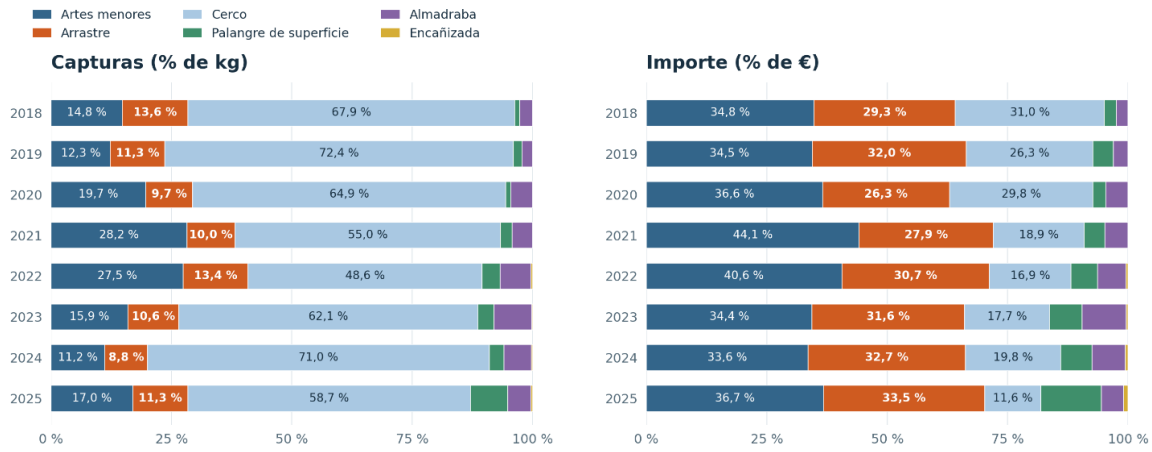
Analizados los datos de las capturas y las notas de primera venta en la Región de Murcia para el periodo de estudio 2018-2025, se observa que las capturas de la flota de arrastre en peso suponen un 11% de media del total de la biomasa comercializada (oscilando entre un 8,8% y un 13,6%). Las modalidades de cerco y de artes menores superan el volumen de las capturas de la flota de arrastre a nivel de la Región, si bien las aportaciones por Distrito Marítimo y Cofradías varían, por ejemplo, en Águilas, donde la modalidad de arrastre ocupa el primer puesto en kilos de biomasa comercializados, o en Cartagena donde el arrastre es la segunda modalidad en peso por aporte de capturas.

En rendimiento económico, la imagen es diferente, situación que es común dentro de la mayor parte de los puertos del Mediterráneo Español; siendo las capturas de la flota de arrastre las que ocupan el segundo o primer puesto en peso económico, en torno a un 30 % del total, solo superada por el valor de las capturas de la pesca artesanal. En cuanto al precio (€/kg) de sus capturas los productos pesqueros capturados por la flota de arrastre alcanzan los mayores precios respecto al resto de modalidades.

Año	Arrastre (kg)	Arrastre (€)	Cuota de kg	Cuota de importe	Precio medio (€/kg)	Puesto por precio	Puesto por importe
2018	650.504,59	4.823.069,73	13,60%	29,30%	7,41	3º	3º
2019	564.831,00	4.837.548,00	11,27%	31,97%	8,56	1º	2º
2020	511.898,94	4.503.848,24	9,71%	26,35%	8,80	1º	3º
2021	395.695,72	4.360.408,98	10,04%	27,88%	11,02	1º	2º
2022	370.967,38	4.050.704,65	13,41%	30,66%	10,92	1º	2º
2023	339.178,33	3.693.232,48	10,58%	31,64%	10,89	1º	2º
2024	388.472,30	3.949.842,30	8,84%	32,69%	10,17	1º	2º
2025	408.345,31	4.340.484,11	11,33%	33,52%	10,63	1º	2º
2018-2025	**3.629.893,57**	**34.559.138,49**	**11,01%**	**30,25%**	**9,52**	**—**	**—**

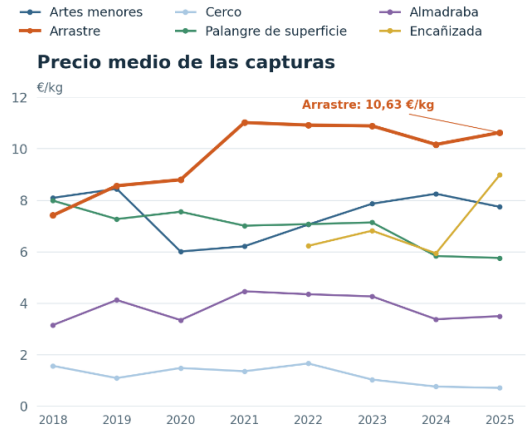


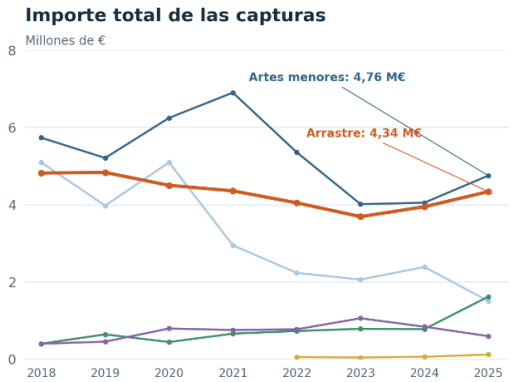
Se observa que el volumen de capturas en peso de la flota de arrastre ha ido disminuyendo a lo largo del periodo de estudio (2018-2025) y junto con este descenso se produce un descenso también del importe total de las capturas en primera venta. Sin embargo, el precio medio de las capturas de la flota de arrastre expresado en rendimiento de €/kg presenta una tendencia alcista durante todo el periodo. Es decir, hay menos capturas y el importe del total de las capturas es cada año menor, pero esa disminución del importe total se amortigua debido a la subida experimentada en el precio medio expresado en €/kg, los productos pesqueros del arrastre aumentan de precio año a año, al igual que los productos pesqueros de la flota artesanal.



Año	Artes menores	Arrastre	Cerco	Palangre de superficie	Almadraba	Encañizada
2018	8,09	7,41	1,57	7,99	3,15	s.d.
2019	8,45	8,56	1,10	7,27	4,13	s.d.
2020	6,01	8,80	1,49	7,56	3,35	s.d.
2021	6,21	11,02	1,36	7,01	4,47	s.d.
2022	7,06	10,92	1,66	7,07	4,35	6,23
2023	7,87	10,89	1,04	7,14	4,27	6,82
2024	8,25	10,17	0,77	5,84	3,38	5,94
2025	7,74	10,63	0,71	5,76	3,50	8,99

Tabla con precios medios (€/kg) de cada modalidad distribuido por años

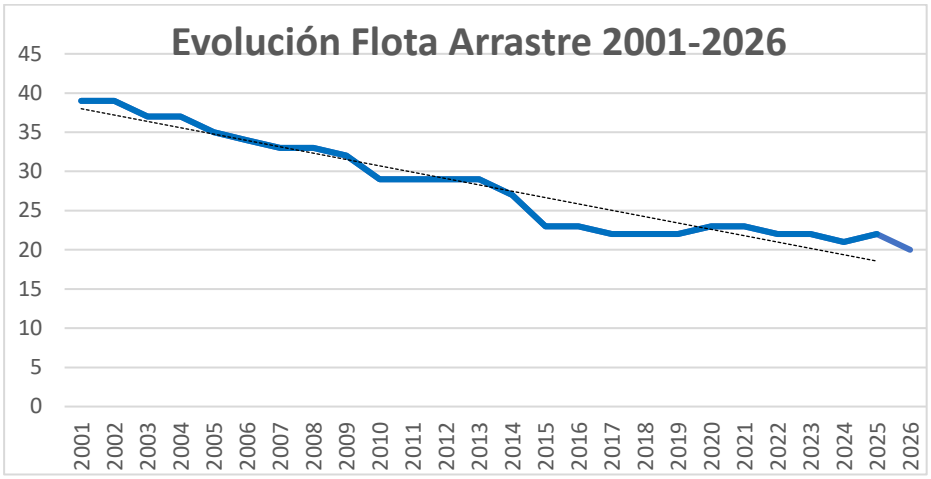




Evolución de la flota arrastre en Murcia

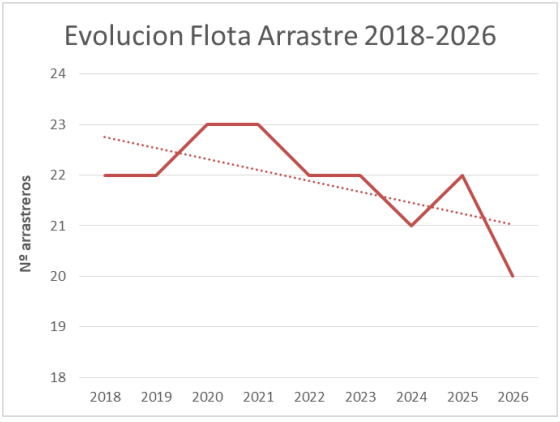
Aunque el periodo de estudio de este trabajo se sitúa entre los años 2018 y 2025, en este apartado vamos a analizar la evolución de la flota de arrastre los últimos 25 años, comenzando en el año 2001, con el objeto de tener mayor perspectiva de la evolución de la flota.

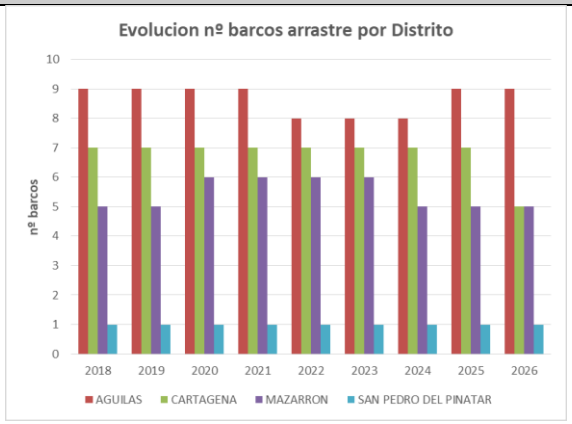
Desde comienzos de siglo la flota de arrastre ha experimentado un descenso del 51,3 %, pasando de 39 barcos en el año 2001 hasta los 20 barcos que faenan en el año 2026. En los últimos 9 años se sigue observando un descenso, aunque algo más suave, tal y como se aprecia en los siguientes gráficos.



En el periodo de estudio de este trabajo, que abarca desde 2018 a 2025, e incluye la aprobación y puesta en marcha del Plan plurianual para las poblaciones de peces demersales del mar Mediterráneo occidental, se suaviza esta tendencia, aunque sigue descendiendo el número de barcos de la flota de arrastre.

AÑO	AGUILAS	CARTAGENA	MAZARRON	SAN PEDRO DEL PINATAR	Total
2018	9	7	5	1	**22**
2019	9	7	5	1	**22**
2020	9	7	6	1	**23**
2021	9	7	6	1	**23**
2022	8	7	6	1	**22**
2023	8	7	6	1	**22**
2024	8	7	5	1	**21**
2025	9	7	5	1	**22**
2026	9	5	5	1	**20**





Marco normativo.

El Reglamento (UE) 2019/1022, de 20 de junio de 2019, estableció un plan plurianual para la conservación y explotación sostenible de las poblaciones demersales del Mediterráneo occidental. En España, sus principales disposiciones para la flota de arrastre fueron desarrolladas mediante la Orden APA/423/2020, de 18 de mayo,

que implantó un sistema de gestión basado principalmente en la limitación del esfuerzo pesquero mediante días de pesca, complementado con vedas espacio-temporales y otras medidas de conservación. El nuevo régimen comenzó a aplicarse el 1 de enero de 2020.

El objetivo principal del plan es reducir la mortalidad por pesca y recuperar o mantener las poblaciones en niveles compatibles con el rendimiento máximo sostenible (RMS), aplicando los principios de precaución y enfoque ecosistémico. El Reglamento estableció como horizonte alcanzar progresivamente una mortalidad por pesca compatible con el RMS, como máximo, el 1 de enero de 2025, junto con otros objetivos como reducir las capturas no deseadas, facilitar la obligación de desembarque y compatibilizar la conservación de los recursos con la sostenibilidad económica y social del sector.

El plan afecta principalmente a las poblaciones de merluza europea (*Merluccius merluccius*), salmonete de fango (*Mullus barbatus*), cigala (*Nephrops norvegicus*), gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*), gamba roja (*Aristeus antennatus*) y langostino moruno (*Aristaeomorpha foliacea*). A efectos de gestión del esfuerzo, se diferencian dos tipos de pesquería: la costera o costera mixta, que comprende principalmente merluza, salmonete, gamba blanca y cigala, y la pesquería de profundidad, dirigida fundamentalmente a la gamba roja en las subáreas españolas del Mediterráneo occidental.

La medida con mayor incidencia directa sobre la actividad de la flota es la reducción progresiva de los días de pesca. El esfuerzo máximo admisible se fija anualmente a escala europea, tomando inicialmente como referencia el esfuerzo medio realizado entre 2015 y 2017. Para 2020 se estableció una reducción inicial del 10 %, previéndose reducciones adicionales durante los años siguientes, que podían complementarse con otras medidas técnicas o de conservación. En España, la Orden APA/423/2020 distribuye los días disponibles entre buques o grupos de buques en función de su actividad histórica y por segmentos de eslora, distinguiendo entre días de pesquería costera y días de pesquería de profundidad.

Desde 2020, por tanto, las jornadas efectivas de actividad de cada embarcación quedan condicionadas por una asignación anual de esfuerzo, además de las restantes limitaciones aplicables. La clasificación de cada jornada depende de la composición de las capturas: cuando la gamba roja y el langostino moruno superan determinados porcentajes o cantidades, la jornada se contabiliza total o parcialmente como pesquería de profundidad; en caso contrario, se imputa a la pesquería costera. Este sistema permite aplicar de forma diferenciada la reducción del esfuerzo a las distintas pesquerías.

Junto con la reducción de días de pesca, el plan incorpora cierres espacio-temporales dirigidos a proteger juveniles y reproductores, especialmente de merluza. El Reglamento contempla restricciones al arrastre en determinadas zonas costeras y permite establecer medidas alternativas científicamente justificadas. En España, estas medidas se concretan en el anexo III de la Orden APA/423/2020 y sus posteriores modificaciones. Para el litoral de la Región de Murcia se establece una veda espacio-temporal del 1 al 31 de octubre, ambos inclusive, en la zona definida en el apartado h) del Anexo III-J.

El marco regulador contempla además otras medidas técnicas de conservación, entre ellas la mejora de la selectividad de los artes, dispositivos para reducir capturas no deseadas, restricciones de determinados artes o actividades y tallas mínimas de referencia. Asimismo, se limita con carácter general la actividad de los arrastreros a un máximo de 15 horas por día de pesca y cinco días por semana, con determinadas excepciones vinculadas al tránsito entre puerto y caladero.

Reducción del esfuerzo pesquero en el periodo 2018-2025

La implantación del plan de gestión de las especies demersales en el Mediterráneo occidental conlleva como uno de los ejes principales del mismo la reducción del esfuerzo pesquero, a través de la disminución de la actividad pesquera. Esto se lleva a cabo de forma paralela de dos maneras: la reducción de los días de pesca de la flota y el aumento de los periodos de veda temporal. A continuación, se analiza cómo se implementa cada una de estas medidas

Días de pesca en la flota de arrastre de la región de Murcia

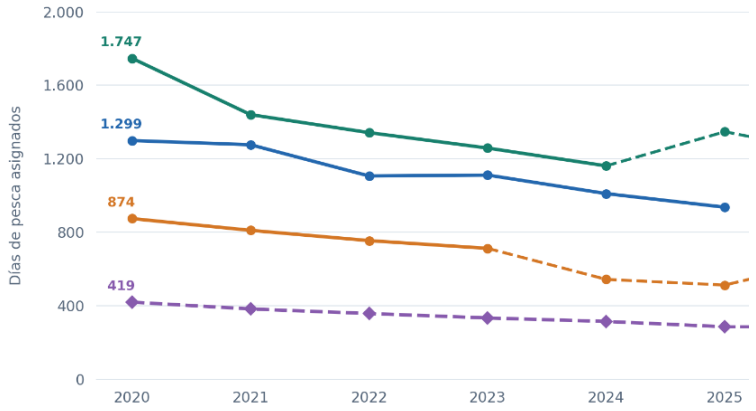
De forma general en la región de Murcia, desde que se implantó el sistema de reducción de días de pesca se han reducido los días de pesca aproximadamente un 30% (oscilando entre distritos marítimos entre 40-27 %).



AÑO	Días de Pesca
2018	4.347
2019	4.663
2020	3.956
2021	3.570
2022	3.326
2023	3.077
2024	2.900
2025	2.862

La Unión Europea fija anualmente el número máximo de días de pesca disponible para España, diferenciado por segmentos de eslora y tipo de pesquería. España reparte inicialmente el 90 % de esos días entre los buques o grupos de buques: 92 % según la actividad histórica y 8 % según las paradas temporales o voluntarias. La asignación puede gestionarse individualmente por cada buque o conjuntamente por un grupo de buques, repartiéndose además entre pesquería costera y de profundidad. Cada jornada consume el saldo asignado y una vez agotado, debe cesar la actividad en esa pesquería.

La evolución anual de la reducción de los días de pesca se recoge en el siguiente gráfico y tablas.



Año	Aguilas costera	Dias/barco Aguilas costera	Aguilas Profundidad	Dias/barco Aguilas profundidad	AGUILAS TOTAL	DIAS AGUILAS TOTAL
2019	967	107,4	780	86,7	1747,0	194,1
2020	632	70,2	808	89,8	1440,0	160,0
2021	641	71,2	701	77,9	1342,0	149,1
2022	650	72,2	608	67,6	1258,0	139,8
2023	563	62,6	598	66,4	1161,0	129,0
2024	768	85,3	579	64,3	1347,0	149,7
Total	**4221**	**469**	**4074**	**452,7**	**8295,0**	**921,7**

Año	Cartagena costera	Dias/barco CT costera	Cartagena Profundidad	Dias/barco CT Profundidad	CARTAGENA TOTAL	DIAS CARTAGENA TOTAL
2019	862	123,1	437	62,4	1299,0	185,6
2020	801	114,4	475	67,9	1276,0	182,3
2021	719	102,7	387	55,3	1106,0	158,0
2022	757	108,1	354	50,6	1111,0	158,7
2023	667	95,3	343	49,0	1010,0	144,3
2024	606	86,6	330	47,1	936,0	133,7
Total	**4412**	**630,3**	**2326**	**332,3**	**6738,0**	**962,6**

Año	Mazarrón costera	Dias/barco Mazarron costera	Mazarrón Profumidad	Dias/barco Mazarron Profundidad	MAZARRON TOTAL	DIAS MAZARRON TOTAL
2019	626	104,3	248	41,3	874,0	145,7
2020	471	78,5	339	56,5	810,0	135,0
2021	469	78,2	285	47,5	754,0	125,7
2022	466	77,7	246	41,0	712,0	118,7
2023	321	53,5	222	37,0	543,0	90,5
2024	305	50,8	207	34,5	512,0	85,3
Total	**2658**	**443,0**	**1547**	**257,8**	**4205,0**	**700,8**

Vedas temporales en la región de murcia

En la región de Murcia se vienen realizando paradas temporales de la flota de arrastre. Con la entrada en vigor del plan plurianual para la conservación y explotación sostenible de las poblaciones demersales del Mediterráneo occidental estos periodos de veda temporal deben ampliarse hasta 3 meses (dentro de seis millas de la costa, exceptuando fondos de más de 100 m).

Las paradas temporales comienzan a incrementar su duración a partir del año 2020, por lo que esta medida junto con el resto de medidas técnicas, pueden afectar al volumen de capturas de especies demersales capturadas por la flota de arrastre.

Se incluye una tabla con los periodos de paradas temporales y la evolución del incremento del número de días de estas paradas.

Año	1.º periodo	2.º periodo	Días totales	Observación
2018	12 mayo – 10 junio	—	**30**	Un único periodo
2019	18 mayo – 16 junio	—	**30**	Un único periodo
2020	16 mayo – 14 junio	—	**30**	Un único periodo
2021	17 abril – 20 junio	—	**65**	Un único periodo
2022	14 febrero – 24 abril	—	**70**	Modificación posterior; periodo definitivo
2023	14 enero – 26 marzo	7 octubre – 5 noviembre	**102**	Dos periodos
2024	15 enero – 24 marzo	7 octubre – 5 noviembre	**100**	Dos periodos
2025	18 enero – 2 marzo	1 octubre – 31 octubre	**75**	Dos periodos



Análisis de los datos de capturas especies demersales y esfuerzo pesquero en los años 2018-2025

Se analizan las notas de venta informatizadas a través del sistema electrónico de TRAZAPES, que es una aplicación informática del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación diseñada para registrar y controlar la trazabilidad y la primera venta de los productos pesqueros y de la acuicultura. Este sistema se alimenta de las notas de venta informatizadas que todas las lonjas de primera de venta, las cuales por imperativo legal están obligadas a remitir en las siguientes 24 horas tras la venta.

Este trabajo se ha centrado en el estudio de las notas de primera venta de la flota de arrastre de la Región de Murcia relativas a las siguientes especies: merluza europea (*Merluccius merluccius*), salmonete de fango (*Mullus*

barbatus), gamba blanca o gamba de altura (*Parapenaeus longirostris*), cigala (*Nephrops norvegicus*) y gamba roja del Mediterráneo (*Aristeus antenatus).*

Se realiza además un análisis de que porcentaje de las capturas de cada especie se realiza por la flota de arrastre respecto del total de capturas. Se ha observado que especies como la gamba roja, la gamba blanca y la cigala se capturan exclusivamente (o casi exclusivamente para el caso de la gamba blanca si excluimos las capturas de dos barcos que capturan gamba blanca con nasas) por la flota de arrastre de fondo. Sin embargo, para el caso de la merluza europea y el salmonete existen porcentajes del volumen total de capturas por otras flotas, sobre todo de la flota de artes menores o pesca artesanal.

AÑO	SALMONETE DEL FANGO			SALMONETE DE ROCA			SALMONETE (Mullus)		
	Total (Kg)	Arrastre (Kg)	Arrastre (%)	Total (Kg)	Arrastre (Kg)	Arrastre (%)	Total (kg)	Arrastre (Kg)	Arrastre (%)
2018	14.512,90	13.321,07	91,8	9.538,52	5.453,42	57,2	85.275,94	41.925,12	49,2
2019	17.399,02	12.267,12	70,5	8.115,61	4.107,66	50,6	68.844,53	47.452,85	68,9
2020	15.883,82	12.276,45	77,3	10.747,59	3.765,17	35,0	65.223,92	48.161,97	73,8
2021	15.703,03	10.539,10	67,1	11.065,78	3.464,15	31,3	42.559,15	28.284,75	66,5
2022	15.793,82	9.171,35	58,1	11.682,33	2.540,50	21,7	49.101,59	30.418,26	61,9
2023	11.218,84	5.983,00	53,3	16.353,41	2.522,40	15,4	45.393,59	28.310,49	62,4
2024	14.390,96	5.919,40	41,1	39.444,23	17.608,60	44,6	21.038,68	9.032,44	42,9
2025	16.408,25	7.149,46	43,6	37.747,99	20.773,24	55,0	9.641,49	3.900,57	40,5
Totales	121.310,64	76.626,95	62,9	144.695,46	60.235,14	38,9	387.078,89	237.486,45	58,3

AÑO	MERLUZA(PESCADILLA)			SALMONETE (Mullus sp)		
	Total (kg)	Arrastre (Kg)	Arrastre (%)	Total	Arrastre	Arrastre %
2018	117.511,55	107.658,29	91,6	109.327,36	60.699,61	55,5
2019	81.963,60	62.894,47	76,7	94.359,16	63.827,63	67,6
2020	59.413,12	45.443,84	76,5	91.855,33	64.203,59	69,9
2021	59.359,92	53.507,86	90,1	69.327,96	42.288,00	61,0
2022	54.906,39	44.229,46	80,6	76.577,74	42.130,11	55,0
2023	43.906,75	37.200,93	84,7	72.965,84	36.815,89	50,5
2024	92.559,81	82.103,45	88,7	74.873,87	32.560,44	43,5
2025	77.339,87	71.993,06	93,1	63.797,73	31.823,27	49,9
Totales	586.961,01	505.031,36	85,3	653.084,99	374.348,54	56,6

El salmonete es la especie que presenta los porcentajes de capturas con la flota de arrastre más bajos, un 56,6% de media para todo el periodo.

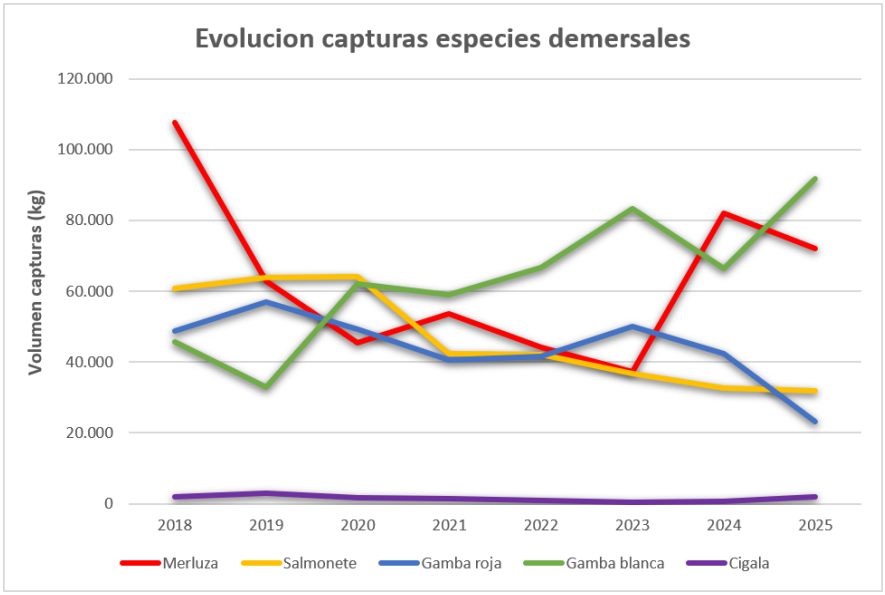
En cuanto a las capturas totales se observa que la especie con mayores capturas por la flota de arrastre en la Región de Murcia en el periodo 2018-2025 es la merluza, seguida de la gamba blanca.

AÑO	Merluza (kg)	Salmonete (kg)	Gamba roja (kg)	Gamba blanca (Kg)	Cigala (kg)
2018	107.658,29	60.699,61	48.887,38	45.614,69	2.003,83
2019	62.894,47	63.827,63	56.841,27	32.900,32	2.869,71
2020	45.443,84	64.203,59	49.196,63	62.174,85	1.785,69
2021	53.507,86	42.288,00	40.584,89	58.892,14	1.448,72
2022	44.229,46	42.130,11	41.572,83	66.762,92	983,63
2023	37.200,93	36.815,89	49.938,81	83.246,04	527,28
2024	82.103,45	32.560,44	42.345,48	66.393,72	776,87
2025	71.993,06	31.823,27	23.289,12	91.750,87	1.997,21

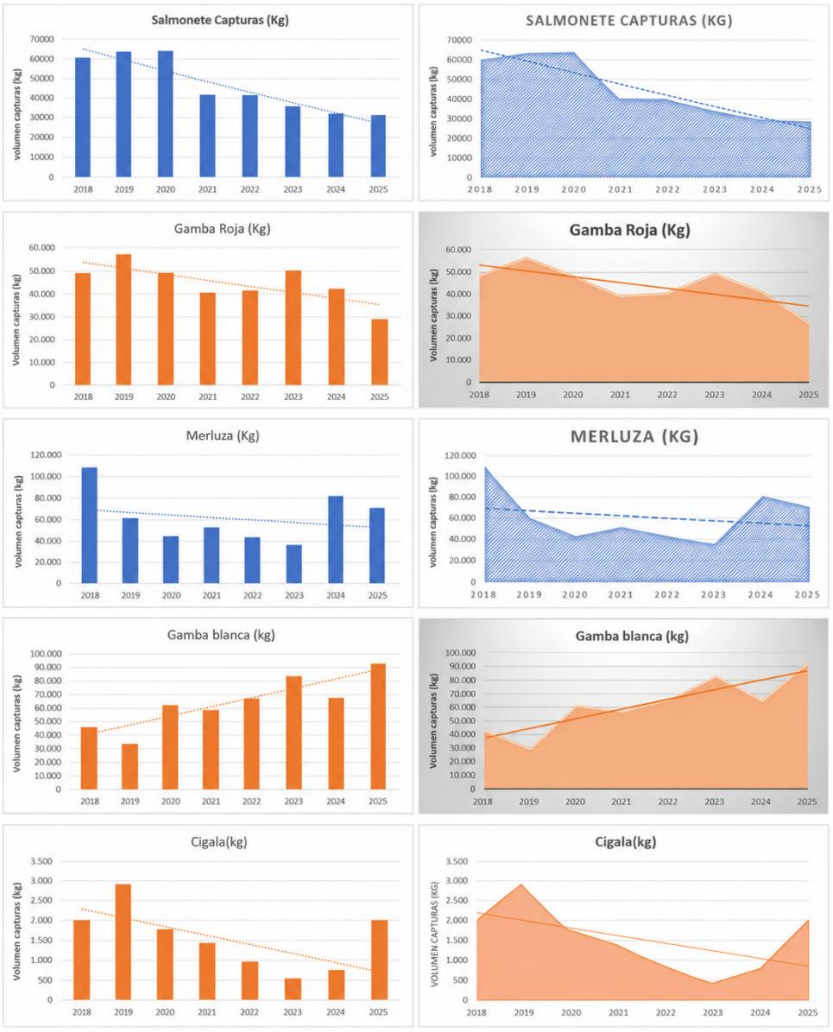
Total 2018-2025	**505.031,36**	**374.348,41**	**352.656,41**	**507.735,55**	**12.392,94**



La evolución de las capturas de cada especie a lo largo de los 8 años de estudio se muestra en el siguiente gráfico:



De forma individual se ha analizado la evolución de cada especie obteniéndose los siguientes resultados:



Resultados y conclusiones

Se observa que de las cinco poblaciones de especies demersales principales de la flota de arrastre e incluidas en el plan plurianual para la conservación y explotación sostenible de las poblaciones demersales del Mediterráneo occidental, cuatro de ellas: el salmonete, la merluza, la cigala y la gamba roja muestran una tendencia negativa, con un descenso del volumen de capturas a lo largo del periodo de estudio 2018-2025, siendo más acusado este descenso en el caso del salmonete y la cigala.

El descenso de las capturas de las cuatro especies señaladas se produce en un contexto marcado por el descenso del número de barcos en la flota de arrastre año tras año, alcanzando este año 2026 su mínimo histórico con 20 barcos. Además desde el año 2020 se han implementado diversas medidas puestas en marcha tras la aprobación del plan plurianual de especies demersales del Mediterráneo: la reducción del esfuerzo pesquero de los barcos de arrastre con un recorte de casi aproximadamente un 30% de los días de pesca; el establecimiento de vedas espaciales durante los meses de mayo a julio en determinadas zonas; el incremento del numero de días de vedas temporales, hasta 3 meses de veda anual: la implantación de medidas técnicas en los artes de pesca, como aumentar la luz de malla hasta 45 mm en la pesca de arrastre costera y hasta 50 mm para la pesca de gamba roja en profundidad; el establecimiento de TAC o cuotas máximas de capturas para la gamba roja (708.300 kg

para España en 2025); el establecimiento de talla mínima a efectos de conservación para la gamba roja en 25 mm de longitud cefalotorácica; y por último los incentivos aplicados para que los barcos de arrastre instalen puertas voladoras con un menor impacto en los fondos marinos a través de aumentos del número de días de pesca asignados.

Por ello, al interpretar la evolución de las capturas y del rendimiento pesquero entre 2018 y 2025 conviene tener presente que una reducción de las capturas totales puede estar relacionada, entre otros factores, con una reducción del esfuerzo autorizado. Del mismo modo, resulta útil diferenciar entre la evolución de las capturas totales y la del rendimiento por unidad de esfuerzo, por ejemplo, kg por día de pesca, ya que ambas variables pueden evolucionar de manera diferente bajo un sistema de limitación progresiva de los días de actividad.

Por el contrario, las capturas de gamba blanca muestran un incremento gradual de sus capturas a lo largo de estos 8 años. Este aumento de las capturas de gamba blanca, a pesar de la reducción del esfuerzo pesquero, se puede atribuir a cuatro factores: en primer lugar la proximidad de los caladeros de gamba blanca puede explicar que los pescadores faenan más en estos caladeros para disminuir costes operativos de la pesca, sobre todo de combustible, y esto enmarcado en el contexto económico actual con las constantes subidas de precio del gasoil (guerra de ucrania, inestabilidad en oriente medio, etc.); en segundo lugar la gamba blanca es una de las especies de la pesquería de arrastre costera, de las cuales los barcos tienen más días disponibles y menos limitaciones; en tercer lugar la puesta en marcha de una cuota máxima de captura para la gamba roja puede implicar que una vez alcanzado esos topes de capturas los barcos de arrastre dediquen sus jornadas de pesca a la gamba blanca, una vez agotada su cuota máxima de gamba roja. Esta cuota se puso en marcha en 2025 y en la Región de Murcia se sitúo en torno los 28.000 kg de gamba roja (las asignaciones de cuota son individuales a cada barco). En cuarto y último lugar, en los últimos años se ha producido una apreciación del valor de la gamba blanca, con incrementos del precio €/kg de la especie. Este hecho debería confirmarse analizando la evolución del precio en el periodo de estudio y ver si hay correlación entre el aumento del precio y el aumento de capturas.

En resumen, la reducción de las capturas globales de las especies de merluza, salmonete, cigala y gamba roja podrían ser el resultado de las medidas aplicadas y de la reducción de la flota pesquera, lo cual supone un descenso de la intensidad de pesca, lo que se puede traducir en un descenso de las capturas. Pero, por otro lado, el hecho de que sin embargo las capturas de gamba blanca hayan aumentado durante todo el periodo no parece sostener esta hipótesis, ya que por los mismos motivos cabría esperar un descenso en sus capturas, aunque este aumento puede explicarse por los factores expuestos.

Otra hipótesis de este descenso de las capturas podría ser justo lo contrario: que las medidas implementadas no estén funcionando, y no se estén produciendo mayores capturas a pesar de la reducción del esfuerzo pesquero, indicando un agotamiento de las poblaciones de merluza, salmonete y gamba roja.

Una hoja de ruta hacia una plataforma de apoyo a la pesca sostenible de cercanía, bajo impacto ambiental y alto valor social

Verónica Rebollo, Alba Aguión, Pablo Saralegui-Díez, Marta Albo-Puigserver, Sebastián Villasante, Joan Moranta.

Introducción

Frente a unos hábitos de consumo cada vez más alejados de la dieta mediterránea, en los que ganan terreno los productos cárnicos y ultraprocesados, el pescado se ha presentado generalmente como una proteína de alta calidad nutricional e intrínsecamente más sostenible que otras de origen animal (Costello et al., 2020; Golden et al., 2021). Esta afirmación, sin embargo, requiere matices: tornar el sistema alimentario más sostenible no pasa simplemente por sustituir la carne por pescado (Willett et al., 2019). Promover un modelo pesquero verdaderamente saludable y sostenible exige preguntarse por la calidad y la procedencia del pescado que consumimos, y examinar las dinámicas de poder que atraviesan su cadena de valor: ¿a quién beneficia y a quién empobrece la forma en que hoy se produce, distribuye y consume este alimento?

Según la Estrategia Nacional de Alimentación (ENA, 2025), el consumo de pescado fresco está en declive y se concentra en un número cada vez más reducido de especies. El análisis de datos del sistema pesquero español confirma la magnitud de esta dependencia externa: el 60% de los productos consumidos proceden de importaciones. Del 40% restante, producido en España, tres cuartas partes corresponden a capturas —mayoritariamente en aguas europeas— y una cuarta parte a la acuicultura doméstica, dominada por el mejillón (Saralegui et al., 2026). En este contexto, la pesca artesanal y de pequeña escala, eje vertebrador de las comunidades pesqueras y pieza indispensable para la seguridad alimentaria, se encuentra en franco declive.

El propio sector señala una batería de desafíos que se retroalimentan entre sí: una rentabilidad menguante por la imposibilidad de competir en economías de escala; unos costes de mantenimiento y preparación de las embarcaciones y las artes cada vez más difíciles de asumir; la falta de autonomía para negociar sus propios precios de venta; una percepción generalizada de desamparo institucional y de normativas ajenas a su realidad; un relevo generacional que no llega; la ausencia de estrategias de comercialización capaces de abrirse paso hacia los mercados locales; y una fragmentación del sector —fruto de las particularidades de cada pesquería— que se traduce en falta de asociacionismo y, por tanto, en escasa capacidad de representación en los procesos de gestión y toma de decisiones (Rebollo et al., 2025). A todo ello se suman otros factores externos como la contaminación marina, la presión del sector turístico y el cambio climático. No es casualidad que hoy resulte difícil encontrar a un pescador artesanal que anime a sus hijos a continuar en el oficio.

Ante este panorama, resulta urgente superar la idea de que la sostenibilidad ambiental puede mantenerse a largo plazo al margen de la sostenibilidad social y económica de quienes producen y consumen pescado. Desde Alimentta defendemos una visión de pesca sostenible de cercanía: de bajo impacto ambiental y alto valor social. A diferencia de la agricultura familiar y de pequeña escala —que enfrenta desafíos similares, pero cuenta con un movimiento articulador en la agroecología—, la pesca artesanal y de pequeña escala carece hoy de una cohesión capaz de disputar un relato propio frente a los discursos oficiales sobre sostenibilidad pesquera.

El propio sector identifica, para tal fin, la necesidad de aunar voces entre artes, modalidades de pesca y territorios; de mayor cooperación entre el sector pesquero, la academia y las administraciones —que trascienda la gestión de áreas marinas protegidas—; y, en definitiva, de un esfuerzo colectivo para identificar demandas y necesidades compartidas y trasladarlas a los organismos gubernamentales. En el ámbito agrario, ese movimiento ya existe: la Coalición Por Otra PAC trabaja precisamente por salvaguardar los objetivos ambientales y las necesidades de la agricultura familiar y de pequeña escala en la Política Agraria Común. En el ámbito pesquero, existen movimientos como LIFE Platform[2], que aboga por los derechos de la flota artesanal ante la Comisión Europea, y la RIPAPE[3] (Red Iberoamericana de Pesca Artesanal y de Pequeña Escala), que representa a 20 millones de pescadores artesanales de toda Latinoamérica, España y Portugal. Con ambas organizaciones podrían establecerse sinergias valiosas.

La propuesta que aquí presentamos pretende aportar valor aglutinando a distintas voces del sector pesquero estatal junto con entidades de otros eslabones y sectores de la cadena alimentaria, capaces de interpelar conjuntamente a la Política Pesquera Común y a sus manifestaciones estatales, como la Ley de Pesca Sostenible. Se trata, en definitiva, de sentar las bases para que las entidades que comparten una visión de una pesca sostenible y de cercanía puedan articular un movimiento común en torno a unas líneas prioritarias definidas colectivamente. Un movimiento capaz, además, de identificar los vacíos de conocimiento que aún es necesario abordar y de avanzar hacia el diseño de una estructura de gobernanza propia. El horizonte es consolidar, a lo largo de 2027, este movimiento junto con una serie de talleres territoriales que lo nutran y lo pongan a prueba sobre el terreno.

Metodología

Esta propuesta no parte de cero, sino de un recorrido de varios años. Desde 2019, el grupo de pesca de Alimentta —integrado por colaboradores de distintas disciplinas e instituciones académicas— viene trabajando en torno a una visión compartida de un modelo pesquero capaz de integrar las distintas dimensiones de la sostenibilidad. De ese trabajo nació, en 2025, el manifiesto *Por una Pesca Sostenible*[4], que planteaba un diagnóstico del modelo pesquero en España y, a partir de él, un llamamiento: la necesidad de cambiar de paradigma en la pesca española. A día de hoy, el manifiesto ha sido respaldado por 26 entidades y 64 personas adheridas.

La propuesta se apoyó en un esfuerzo deliberativo construido junto al sector pesquero —muy especialmente el artesanal y de pequeña escala— a través, entre otros cauces, del proyecto *Vía Sabia - Tendiendo puentes entre saberes para una mejor adaptación al cambio climático de los sistemas agroecológicos y pesqueros*[5]. En su marco se entrevistó a 62 personas pescadoras y mariscadoras de un amplio abanico de modalidades y artes, de cuatro territorios del ámbito estatal: Andalucía, Cataluña, Galicia e Islas Baleares. Tras las entrevistas se celebraron dos rondas de talleres participativos, la segunda de las cuales incorporó también a administraciones y entidades del tercer sector en el diseño conjunto de soluciones de adaptación que articularan las demandas y los conocimientos del sector pesquero junto con el conocimiento científico.

De ese proceso surgieron dos productos concretos. Por un lado, el Policy Brief[6] que tradujo el diagnóstico del

[2] https://lifeplatform.eu/home/
[3] https://ripape.org/
[4] https://alimentta.com/por-la-pesca-sostenible/
[5] https://alimentta.com/via-sabia-conocimiento-ecologico-tradicional-para-adaptarnos-al-cambio-climatico/
[6] https://alimentta.com/wp-content/uploads/Alimentta_PolicyBrief_Pesca.pdf

manifiesto en cuatro recomendaciones de política:

1. Adoptar un modelo de cogobernanza y gestión pesquera multisectorial, inclusiva y transparente.
2. Promover prácticas pesqueras de bajo impacto ambiental, codiseñadas con el sector pesquero.
3. Impulsar circuitos locales de comercialización y la relocalización del sistema alimentario.
4. Reforzar la custodia alimentaria y el cumplimiento normativo.

Por otro, una caja de herramientas con medidas para reforzar la complementariedad entre el conocimiento ecológico tradicional pesquero y el conocimiento científico. Pero, sobre todo, *Vía Sabia* reflejó el interés del sector pesquero de sostener un diálogo que trascendiera las distintas modalidades de pesca y los territorios, e incorporase también a otras voces del ámbito alimentario en la defensa de un modelo pesquero más sostenible y justo

Sobre esta base, Alimentta ha emprendido una segunda ronda de trabajo de campo: entrevistas a 20 personas que representan a algunas de las entidades firmantes del manifiesto, o que participaron en los talleres de *Vía Sabia* y expresaron su voluntad de seguir vinculadas al proceso. En esta primera etapa se optó deliberadamente por contactar con representantes institucionales con alta capacidad de incidencia, dejando para una segunda fase de consolidación la celebración de jornadas de trabajo dirigidas a un número más amplio de participantes —incluyendo al sector pesquero no organizado— como continuación natural de esos diálogos iniciados en Vía Sabia.

Las entrevistas fueron grabadas, transcritas y sistematizadas en torno a tres ejes de análisis: 1) la posición de cada entidad respecto a la propuesta de una pesca sostenible de cercanía, de bajo impacto ambiental y alto valor social; 2) su grado de alineación con las recomendaciones políticas del Policy Brief; y 3) su valoración sobre la articulación de la red y sus posibles líneas de acción.

Este proceso seguirá su curso a lo largo de 2026, ampliando los aportes recogidos con otras entidades ya identificadas en esta primera ronda de contactos.

Resultados

Hasta la fecha, se han consultado 20 personas de 18 entidades tanto de ámbito estatal como regional. A grandes rasgos, las entidades podrían agruparse en organizaciones académicas, tercer sector, sector pesquero organizado y administraciones, si bien es verdad que muchas de las personas entrevistadas poseen distintos roles y algunas de estas entidades podrían tocar varias dimensiones simultáneamente.

Posición con respecto a la propuesta de una pesca sostenible de cercanía, de bajo impacto ambiental y elevado valor social

La propuesta genera, en términos generales, una valoración positiva y un elevado grado de aceptación. Se valora especialmente la integración de lo social y lo económico bajo el paraguas de la sostenibilidad pesquera.

Reforzar el componente de cercanía se estima igualmente necesario, y se hace hincapié en la importancia de estrechar el contacto entre pescadores y consumidores, apostando por canales cortos de comercialización y poniendo en valor tanto artes como especies que generen mayor valor social en el territorio. Sin embargo, este

componente suscita cierto recelo en Islas Baleares, dada la dificultad de la región para autoabastecerse recurriendo únicamente a especies locales. Convendría, por tanto, revisar dónde se establece el límite entre lo cercano y lo lejano. Aun así, como objetivo general, apostar por los circuitos locales de producción y consumo —acercando ambos extremos de la cadena— se considera algo positivo y necesario.

El componente de bajo impacto ambiental genera más inquietudes. Las entidades coinciden en la conveniencia de promover prácticas acordes con los ritmos de regeneración del ecosistema y las poblaciones, que minimicen los daños en los hábitats y avancen, en la medida de lo posible, hacia la descarbonización. La preocupación surge, sin embargo, al considerar que ciertas prácticas no clasificadas tradicionalmente como de bajo impacto podrían acercarse a esa categoría si se introdujeran cambios concretos —cuotas bien establecidas, caladeros acotados, tecnologías más limpias—, lo que permitiría reducir su impacto ambiental sin descartarlas de partida. Es el caso de algunos modelos de arrastre de bajura: en el Mediterráneo, por ejemplo, este tipo de pesca sostiene la actividad de la lonja y, con ello, la viabilidad de algunas artes menores. Se insiste, además, en no equiparar automáticamente "artesanal" con "bajo impacto", ya que no todas las prácticas tradicionales son respetuosas con el medio ambiente, y en evitar la dicotomía simplista industrial-artesanal: para determinar qué prácticas pesqueras debería amparar la red, habría que evaluar de forma conjunta indicadores sociales, económicos, ambientales y de gobernanza, siempre en relación con el contexto específico de cada práctica.

El principal desafío consiste en matizar la propuesta sin que la reflexión teórica opaque su aplicación práctica: pasar a la acción se considera prioritario, y desarrollar un protocolo o herramienta que evalúe los atributos de las prácticas pesqueras en sus tres dimensiones se plantea como un instrumento útil para ello. Desde el sector, la principal preocupación es que esta propuesta termine generando más carga burocrática, por ejemplo, mediante certificaciones más complejas.

Alineación con las recomendaciones políticas del policy brief

Se observa un patrón claro: el fortalecimiento de la gobernanza y la cogestión pesquera se percibe como condición necesaria para avanzar en las otras tres medidas y, junto con el refuerzo de los canales cortos de comercialización orientados a relocalizar el sector, se sitúan entre las prioridades compartidas. Existen, no obstante, diferencias según el sector y el territorio de procedencia de cada persona entrevistada. Reforzar la autonomía alimentaria y el cumplimiento normativo se considera un objetivo fundamental, aunque también el más complejo y, quizás, el más alejado de la capacidad real de la red en esta etapa. El codiseño de prácticas de bajo impacto ambiental se percibe, por su parte, como algo aún poco realista, porque las nuevas tecnologías siguen imponiéndose desde las propias administraciones, sin apenas margen de codiseño con el sector. Esta dinámica, sin embargo, podría revertirse mediante una evaluación conjunta de dichas prácticas con el sector pesquero, que le permita proponer ajustes desde su propio conocimiento y experiencia.

Desde el sector pesquero, poder participar de forma más activa y continuada en los planes de cogestión pesquera o de áreas marinas protegidas se considera fundamental para ajustar la normativa vigente a la realidad del sector. La cogestión debe ir más allá de la consulta esporádica y corregir las asimetrías actuales en representación y capacidad de ser escuchada. Se insiste también en proteger la viabilidad económica del sector, evitando que las medidas diseñadas "desde fuera" supongan una carga adicional sin beneficios claros. Una demanda destaca sobre el resto: que las medidas se adapten a la realidad de cada modalidad y territorio y que la investigación preste atención a las problemáticas identificadas desde el sector.

Desde el tercer sector, representado en la red por entidades de corte ambientalista, reforzar la cogestión se considera igualmente útil para reducir la brecha entre conservación y explotación. Se reclama una mayor participación del sector pesquero en campañas de sensibilización e incidencia política, y se lamenta en algunos casos el no haber logrado aún una colaboración más confiada; se subraya la importancia de adaptar las acciones de incidencia a un formato y un objetivo que resulten más accesibles para el sector. Se plantea, asimismo, incorporar las perspectivas de género y de justicia social y ambiental en las demandas. Algunas entidades destacan su potencial para apoyar la comercialización de especies locales, abriendo nuevos mercados en la restauración local y las cocinas colectivas, y ayudando así al sector pesquero a generar valor añadido a través, por ejemplo, de marcas propias.

Desde el ámbito de la investigación, se insiste en la necesidad de generar conocimiento aplicado y de superar el predominio de las variables biológicas y ecológicas en la evaluación de la sostenibilidad, incorporando de forma efectiva las dimensiones sociales y económicas. Se destaca igualmente la importancia de involucrar al sector pesquero en la definición de los propios objetivos de investigación y de abordar la complementariedad entre el conocimiento científico y los saberes locales o tradicionales.

Por último, desde la Administración se considera prioritario avanzar en la cogestión, explorando fórmulas más eficaces y consolidando la colaboración entre los distintos actores a lo largo del tiempo. La articulación entre estos actores se plantea, en este sentido, como una pieza clave. También se considera necesario poner en valor el pescado local, para lo que resulta importante facilitar su incorporación a los distintos canales de comercialización y consumo, así como reforzar el conocimiento de sus beneficios entre los propios agentes del sector. En este objetivo, una mayor implicación del sector HORECA podría desempeñar un papel relevante.

Acogida de la propuesta de articulación y líneas de acción prioritarias

Existe un amplio consenso sobre la necesidad de articular un movimiento aglutinador —más allá de que finalmente adopte la forma de red, observatorio u otra estructura— para apoyar la pesca sostenible de cercanía, de bajo impacto ambiental y alto valor social. Se reconoce que superar la fragmentación del sector, siguiendo el ejemplo del ámbito agrario, no será tarea sencilla, dado que las diferencias entre modalidades de pesca, artes y territorios resultan en ocasiones difíciles de conciliar. Se identifica también la necesidad de una narrativa compartida, positiva, que contribuya a mejorar la percepción social del sector también ante el exterior. Entre las funciones que las personas entrevistadas atribuyen a la futura red, destacan las siguientes:

- **Un espacio de conexión** para actores que hoy trabajan de forma dispersa. Esto implica no solo construir una voz consensuada dentro del sector pesquero, sino también identificar los puntos de fricción o debate y abordarlos de manera constructiva entre todas las partes, incluso al emprender acciones de incidencia o proyectos demostrativos, funcionando como punto de acceso a información y antena de oportunidades.
- **Un nodo de intercambio de conocimiento**, tradicional, técnico, información y experiencial entre territorios. El sector pesquero encontraría aquí recursos para abordar sus necesidades y superar dificultades, con la red actuando como motor de intercambio de experiencias.
- **Un espacio de representación** que dote al sector pesquero de mayor capacidad de interlocución con las administraciones responsables de las políticas y normativas que le afectan, incorporando también el análisis compartido de instrumentos políticos y normativas entre los miembros del movimiento.

- **Un observatorio de implementación** que permita a las entidades de la red seguir de cerca determinadas prácticas, proponer mejoras o enmiendas, y visibilizar posibles abusos.
- **Un espacio de identificación y consolidación de propuestas** que someta a análisis compartido los temas de debate emergentes. De las entrevistas ya han surgido algunas ideas concretas, como la creación de un observatorio que evalúe la cogestión con indicadores objetivos, la promoción de barcos-escuela para salvaguardar saberes tradicionales, el establecimiento de cátedras universitarias vinculadas a puertos —de modo que los problemas reales del sector se traduzcan en proyectos de investigación—, la creación de espacios piloto ("test-bed") marinos, o el desarrollo de una enciclopedia gastronómica ligada a los productos marítimo-pesqueros del territorio.

Además, las entrevistas han hecho emerger la necesidad de reforzar la colaboración entre la academia y el sector pesquero. Se reconoce que esta relación ha sido hasta ahora unilateral: desde la ciencia y a través de las administraciones, se han recomendado acciones que el sector pesquero debía simplemente acatar. Se subraya la importancia de equilibrar esta relación, poniendo la ciencia al servicio del sector para que este pueda alcanzar sus objetivos ambientales, económicos y sociales sin comprometer su viabilidad. Se señala, además, la necesidad de reforzar la devolución de resultados por parte de la investigación, evitando el extractivismo cognitivo —es decir, la extracción de conocimiento del sector sin retorno posterior— y presentando esa información en formatos y contenidos accesibles para personas ajenas al ámbito académico. En las entrevistas se identificaron, asimismo, una serie de vacíos de conocimiento y líneas de investigación abordables desde la red, agrupados por territorio (Anexo).

Por último, se demanda mayor transparencia por parte de las administraciones respecto a los datos generados por el propio sector. Estos datos continúan estando fragmentados —en el caso de la pesca artesanal, de forma especialmente notable— y, con frecuencia, se presentan en formatos poco aprovechables para quienes los necesitan.

Discusión

La voluntad social para emprender un movimiento de este tipo es alta. Existe consenso en que sólo tendrá sentido si sitúa al sector pesquero que más valor aporta desde un punto de vista integral, en el centro, y actúa a su servicio: las entidades que operan desde otras dimensiones —academia, tercer sector, administración— deben orientar su trabajo a apoyar este sector, contribuyendo a construir la plataforma de apoyo que este modelo de pesca requiere.

Las mayores reservas surgieron al teorizar sobre su puesta en marcha. Se estimó necesaria una figura de coordinación que dinamice el diálogo y el trabajo conjunto, que podría complementarse con una función de asesoría externa —encargada de acompañar la fijación de objetivos de la red a lo largo del tiempo— y con tareas de comunicación y difusión. También se planteó la conveniencia de que el movimiento de alcance estatal cuente con divisiones o núcleos territoriales que mantengan un contacto directo con la realidad de cada región, y que exista un flujo de información bidireccional entre la estructura estatal y esos núcleos territoriales. Por otro, se subrayó que el movimiento no será viable sin una financiación estable que sostenga su estructura, sin depender de la lógica de proyectos de vida corta. La discusión sobre el modelo de gobernanza más adecuado, en cualquier caso, deberá abordarse en profundidad en jornadas de trabajo posteriores, como condición para que la estructura resultante sea realmente efectiva.

Se hicieron patentes voluntades compartidas para orientar el trabajo: la puesta en valor de la pesca de cercanía, el apoyo a su comercialización, reforzar la cogestión pesquera y la interlocución en igualdad de condiciones con la ciencia y las administraciones, reforzar la investigación e innovación en torno a temas identificados desde el propio sector como la sostenibilidad, la economía azul, trabajar temas de inclusión social, y un discurso compartido de autodeterminación. Se preguntó también a las entidades por posibles puntos de tensión. Aunque surgieron algunos —relativos a qué modalidades de pesca respaldar, si incluir o no la acuicultura sostenible, cómo posicionarse ante la tensión entre explotación y conservación, o si promover nuevos sellos de certificación—, la mayoría coincidió en que, en esta fase inicial, el movimiento debe priorizar mantenerse abierto al diálogo, sin imponer demasiadas restricciones de entrada. Los principios irrenunciables, se acordó, podrán delimitarse más adelante, a medida que el movimiento se consolide.

Por último, se planteó que la articulación del movimiento debe partir de las capacidades reales de las entidades que lo integren, lo que podría traducirse en la formación de grupos de trabajo diferenciados según el tiempo y los recursos que cada entidad pueda dedicar, o según el tipo de acciones que esté en condiciones de impulsar. Hacia el exterior, el movimiento debería además articularse con otras iniciativas y entidades ya existentes, buscando siempre reforzar la acción colectiva y evitar fragmentar aún más un ecosistema ya de por sí disperso. Todo ello exige, como paso previo, una labor exploratoria extensa que permita mapear estas complementariedades antes de avanzar hacia una estructura definitiva.

Conclusión

En definitiva, se acoge la idea de consolidar un movimiento, aunque aún se requiere más claridad sobre cómo enfocarlo, organizarlo y qué objetivos debería perseguir. En esta etapa, sigue siendo difícil aterrizar todas las peticiones recogidas, pero este trabajo de tanteo con entidades clave del sector está resultando útil para establecer un punto de partida y esbozar posibles afinidades. Algunas de estas entidades ya colaboran en proyectos concretos o buscan ampliar su rango de acción, por lo que existen también una serie de alianzas previas que podrían facilitar la puesta en marcha de este movimiento.

Conviene señalar, no obstante, algunas limitaciones de este trabajo. La muestra consultada hasta la fecha —20 personas de 18 entidades— es reducida y se ha construido de forma deliberadamente no representativa: se ha priorizado a las entidades firmantes y adheridas al Manifiesto, y a representantes institucionales con capacidad real de incidencia, dejando fuera, en esta primera fase, al sector pesquero no organizado, cuya perspectiva será recogida más adelante mediante jornadas de trabajo territoriales. Asimismo, el proceso sigue abierto: los resultados aquí presentados corresponden a una primera ronda de contactos que se ampliará a lo largo de 2026, por lo que las conclusiones deben entenderse como parciales y sujetas a revisión. Por último, aunque las entrevistas al sector pesquero organizado cubren cuatro territorios del litoral estatal con realidades pesqueras diversas, no abarcan toda la heterogeneidad de modalidades, artes y contextos existentes en el conjunto del Estado, lo que invita a interpretar los patrones identificados con cautela y a seguir contrastándolos en las próximas fases del proceso.

Por ahora, la acción exploratoria continuará su curso; en etapas posteriores, tras alguna sesión de devolución y de trabajo territorial, la intención es consolidar una hoja de ruta con su correspondiente plan de gobernanza, y fijar unos objetivos políticos que permitan emprender una acción más dirigida.

Anexo

Síntesis por territorio de las líneas de investigación, acción e incidencia identificadas y de los vacíos de conocimiento detectados, como fase previa al proceso de consolidación de la red.

Territorio	Líneas de investigación, acción e incidencia sugeridas	Vacíos de conocimiento identificados
Baleares	• Consolidación y seguimiento de datos sobre poblaciones y pesquerías • Vías para la descarbonización de la pequeña flota y análisis de sus consecuencias sociales, económicas y ambientales • Evaluación del retorno social y económico de las distintas artes como base para el reparto de cuotas • Evaluación de impactos por arte, especie, territorio y tipo de flota • La compatibilidad de la gestión ecosistémica entre explotación y conservación • Diálogo entre saberes tradicionales y nuevos perfiles del sector (ej. migrantes) para reforzar las estrategias de pesca	• Impactos de la descarbonización de la pequeña flota • Flujos de comercialización y distribución del valor tras la lonja • Retorno social y ecológico de las distintas artes • Seguimiento de la cantidad y destino de los recursos públicos destinados a la transición del sector • Datos obtenidos de la caja azul de las embarcaciones, separados por tipología • Impactos diferenciados de las artes según territorio, modalidad, especie y flota
Andalucía	• Evaluación de la viabilidad de sistemas de subasta y comercialización alternativos (no a la baja) • Revisión de precios y costes de explotación • Reglas de juego equivalentes para productos pesqueros de otros países • Observatorio e indicadores de cogestión • Seguimiento de la gestión de fondos FEMPA y del papel de GALP/GALPA y OPP • Investigación aplicada a problemas territoriales concretos (vertidos, descartes, contaminación, especies invasoras, etc.)	• Gestión y distribución de los fondos FEMPA • Funcionamiento de GALP/GALPA y OPP • Desconexión entre investigación científica y problemas reales del sector • Información sobre problemáticas territoriales específicas (ej. Alga parda, competición con especies no autóctonas e impacto en las economías locales) • Conocimiento aplicado para planes de gestión y regulación adaptativa

Galicia	• Estado de la mujer en la pesca (enfocado en puestos de responsabilidad) • Investigación sobre acuicultura sostenible, sus modelos de producción y comercialización • Valorización de las características de las especies locales • Validación y difusión del conocimiento ancestral, gastronómico y alimentario.	• Falta de transparencia y de devolución de resultados de los proyectos al sector • Procesos de decisión y funcionamiento de determinadas organizaciones • Acuicultura sostenible: poder, recursos, financiación y comercialización
Cataluña	• Combinación de actuaciones a medio/largo plazo con acciones concretas a corto plazo • Preservación y transmisión del conocimiento pesquero existente ¿que vías existen? • Fortalecimiento de iniciativas que mejoren la viabilidad de las pequeñas empresas pesqueras	• Motores de pérdida acelerada de conocimiento local y tradicional - repercusiones en la actividad • Falta de mecanismos para transmitir y preservar el know-how pesquero • Dificultades de acceso y reconocimiento de este conocimiento
Estatal	• Regulación e impactos de la pesca recreativa y del turismo • Análisis del reparto de derechos de pesca • Sistemas de etiquetado e información al consumidor • Revisión de sellos ambientales incorporando la dimensión social • Impacto de infraestructuras energéticas sobre la pesca • Visibilización del sector y construcción de una narrativa común • Análisis de precios y distribución del valor • Conexión entre producción y consumo • Modelos de cogobernanza • Efectos del cambio climático y nuevas presiones sobre las pesquerías • Políticas para mejorar la rentabilidad de la	• Datos sobre pesca recreativa e impactos • Información desagregada sobre reparto de derechos de pesca • Cadena de precios y distribución del valor • Dimensiones sociales y económicas de las pesquerías • Políticas que favorecen la rentabilidad de la pesca de pequeña escala • Distribución, abundancia, relaciones tróficas y ciclos de las especies • Interacción entre presión pesquera y cambio climático • Relación entre producción, consumo y distribución del producto • Modelos efectivos de cogobernanza

	pesca de pequeña escala • Incidencia política y articulación de una voz común	

Bibliografía

Costello, C., Cao, L., Gelcich, S., Cisneros-Mata, M. Á., Free, C. M., Froehlich, H. E., Golden, C. D., Ishimura, G., Maier, J., Macadam-Somer, I., & Mangin, T. (2020). The future of food from the sea. *Nature*, *588*(7836), 95–100.

Golden, C. D., Koehn, J. Z., Shepon, A., Passarelli, S., Free, C. M., Viana, D. F., Matthey, H., Eurich, J. G., Gephart, J. A., Fluet-Chouinard, E., & Nyboer, E. A. (2021). Aquatic foods to nourish nations. *Nature*, *598*(7880), 315–20.

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2025) *Estrategia Nacional de Alimentación*. Gobierno de España. https://mapa.gob.es/ca/alimentacion/temas/estrategia-nacional/estrategianacionaldealimentacion_tcm34-700687.pdf

Rebollo, V., Florido, D., Gamúz, H., Gómez, S., López-López, L., Mallol, S., Murray, I., Nogué, B., Seijo, X., Solé, L., Villasante, S. & Moranta, J. (2025) Vía Sabia: Tendiendo puentes entre saberes para una mejor adaptación al cambio climático. *El conocimiento ecológico tradicional (CET) de las comunidades pesqueras y su vínculo con el cambio climático*. Alimentta.

Saralegui-Díez, P., Villasante, S., Vitoria, J. & Moranta, J. (2026). Spain's seafood futures to 2050 under climate change and contrasting transition scenarios. *Scientific Reports*.

Willett, W., Rockström, J., Loken, B., Springmann, M., Lang, T., Vermeulen, S., Garnett, T., Tilman, D., DeClerck, F., Wood, A. & Jonell, M. (2019). Food in the Anthropocene: the EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *The lancet*, *393*(10170), 447-492.

El sistema alimentario pesquero de España: diagnóstico de la situación actual y escenarios de futuro en la transición alimentaria

Pablo Saralegui-Díez, Joan Moranta, Sebastián Villasante, Juan Vitoria, Eduardo Ramírez

Introducción

Los patrones de producción y consumo insostenibles están agotando la biodiversidad, degradando los hábitats y reduciendo la resiliencia de los océanos para seguir sustentando los sistemas alimentarios y los medios de subsistencia costeros. El cambio climático está amplificando las vulnerabilidades de los ecosistemas marinos [1–3]. El aumento de las temperaturas oceánicas, la acidificación y la desoxigenación ya están transformando la

biodiversidad y la productividad marinas, con graves implicaciones para la sostenibilidad de la pesca y la acuicultura en todo el mundo [2,4–6]. Según informes de la FAO[1,3] el cambio climático ya está afectando las capturas de peces en todo el mundo . Los períodos prolongados de temperaturas oceánicas elevadas afectan la fisiología de los peces y los moluscos bivalvos, lo que lleva a tasas de crecimiento más lentas y patrones reproductivos alterados [2,7]. Además, más de un tercio de las poblaciones de peces mundiales evaluadas ya están sobreexplotadas, mientras que la demanda de productos del mar continúa aumentando. En conjunto, estas dinámicas ilustran cómo el cambio climático, la pérdida de biodiversidad y la explotación insostenible convergen para amenazar no solo la integridad ecológica, sino también el bienestar humano, la equidad y la seguridad internacional [8–11].

El mundo también está experimentando una profunda transición nutricional, con una disminución de la adhesión a patrones saludables tradicionales como la dieta mediterránea en favor de una dieta occidentalizada, alta en alimentos de origen animal y ultraprocesados[12,13]. Este cambio está estrechamente ligado a la globalización de las cadenas de suministro de alimentos, que son cada vez más frágiles y vulnerables, como se evidenció durante la pandemia de COVID-19 [14]. Al mismo tiempo, el sistema agroalimentario es uno de los principales impulsores de la crisis planetaria: representa entre el 21 y el 37 % de las emisiones globales de gases de efecto invernadero (GEI)[15] y está directamente vinculado a al menos cinco de los nueve límites planetarios, seis de los cuales ya se han transgredido [16,17]. La producción ganadera por sí sola representa el 14 % de las emisiones totales, lo que subraya la urgencia de la transición a dietas más sostenibles [18,19].

Se han propuesto distintas soluciones para la transición alimentaria sostenible, que incluyen cambios dietéticos que se alejen de los alimentos de origen animal, o la sustitución con alternativas con menores emisiones[20–22]. También existen otras alternativas, como la expansión de la acuicultura sostenible de especies de bajo nivel trófico, como las algas marinas y los bivalvos filtradores como los mejillones y las ostras, que ofrecen vías para transformar el sistema alimentario al tiempo que benefician tanto la salud humana como la integridad del ecosistema [23].

En este contexto, la Comisión EAT-Lancet ha propuesto recomendaciones dietéticas destinadas a salvaguardar tanto la salud humana como la planetaria[22]. Estas directrices abogan por una reducción significativa del consumo de carne roja y alimentos ultraprocesados, y la sustitución por 1) proteínas de origen vegetal, ya que son una fuente sostenible de nutrientes, y 2) productos del mar sostenibles, que no contribuyen al cambio de uso de la tierra y tienen menores emisiones de metano [24–26]. Investigaciones recientes destacan los productos del mar como una vía clave para la transformación dietética, siempre que la producción marina se oriente hacia prácticas de pesca menos intensivas, la adaptación estacional y el respeto por los ciclos reproductivos [24,27–29]. Además, un enfoque ampliado de las cadenas alimentarias es fundamental para abordar los problemas ambientales relacionados con los sistemas alimentarios, donde los procesos pre y postproducción están adquiriendo tanta importancia en impactos como la etapa de producción de la cadena alimentaria [30]Sin embargo, si bien se ha prestado mucha atención a los sistemas alimentarios terrestres, tanto la contribución de los productos del mar a las transiciones dietéticas sostenibles, cómo su producción, pueden alinearse eficazmente con el marco de salud planetaria de la Comisión EAT-Lancet, sigue estando poco explorada.

Este artículo aborda esa laguna de conocimiento mediante un análisis exhaustivo del sistema pesquero español y la exploración de escenarios futuros contrastantes en condiciones de cambio climático, dentro de una economía pesquera altamente internacionalizada. Comparamos escenarios climáticos globales (SSP) y modelos de variación climática (RCP) del Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC) con dos escenarios de transición alimentaria a nivel estatal: el escenario continuista (BAU) y la Transición Relocalizada de Productos

del Mar (REST). El escenario BAU representa la continuación del sistema alimentario actual, mientras que el escenario REST prevé un sistema de producción y consumo sostenible y orientado a mejorar la salud. En este marco, se consideran los cambios socioeconómicos y políticos globales junto con las proyecciones climáticas y se integran con las trayectorias de transición que ofrecen los modelos a nivel estatal. A partir de estas perspectivas combinadas, exploramos escenarios futuros y posibles transiciones del sistema pesquero, caracterizadas por una menor demanda de recursos naturales y una disminución de las emisiones de GEI.

Metodología

Situación actual: línea de base

La línea de base actual de la producción pesquera de España se construyó utilizando las estadísticas nacionales promedio de pesca del período 2017-2020 [31]. Para comprender el funcionamiento metabólico del sistema actual de productos del mar, estos datos se integraron con los flujos comerciales internacionales de FAOSTAT[32], datacomex[33] e información de la Encuesta de Productos Industriales [34], con el fin de identificar los requerimientos de materia prima para la producción.

Escenarios globales

Utilizamos el 6º Informe de Evaluación (AR6) del IPCC [35]para seleccionar dos escenarios climáticos globales que proyectan la evolución de variables clave (temperatura, precipitación, acidificación de los océanos, etc.). Las proyecciones se basan en un conjunto de configuraciones socioeconómicas, políticas y culturales internacionales que influyen en las trayectorias climáticas globales [36,37]: las Trayectorias Socioeconómicas Compartidas (SSP) y sus Trayectorias de Concentración Representativas (RCP). Se seleccionaron dos combinaciones SSP-RCP: la más optimista en términos de sostenibilidad, la "Trayectoria de Sostenibilidad" (SSP1–RCP2.6); y la más pesimista, que representa un mundo altamente globalizado, el escenario "Mercados Mundiales" (SSP5–RCP8.5), presentándose valores promedio de todos los escenarios climáticos en el texto principal para mejorar la legibilidad.

Escenarios de transición

Los escenarios climáticos globales seleccionados se combinaron con dos escenarios de transición del sistema alimentario a nivel estatal desarrollados en este estudio: BAU y REST. Estos escenarios se diseñaron para representar configuraciones futuras contrastantes del sistema pesquero español y se comparan sistemáticamente con la línea de base actual a lo largo del análisis. Cabe destacar que todos los escenarios de transición asumen la misma trayectoria demográfica, basada en las previsiones de población proporcionadas por el Instituto Nacional de Estadística de España [38], el diseño de cada escenario se basa en una revisión bibliográfica y en la aportación científica de expertos académicos y del sector que ayudaron a validar los supuestos subyacentes a cada escenario de transición.

El consumo interno se estimó siguiendo un enfoque de contabilidad de flujos de materiales consistente con el concepto de consumo aparente comúnmente aplicado en las metodologías de balance alimentario de la FAO[39], donde el suministro de alimentos disponible para el consumo se deriva de los flujos de producción y comercio, teniendo en cuenta las pérdidas y los desperdicios del procesamiento.

El escenario continuista BAU

En este escenario, no se producen cambios socioeconómicos significativos en el sistema alimentario español, y la trayectoria actual del país se mantiene hasta 2050. Las capturas y la producción de maricultura siguen las mismas tendencias observadas en la serie de datos de referencia histórica. El uso industrial y los destinos de exportación de productos frescos y congelados también se mantienen consistentes con la línea de base. Para las importaciones, combinamos la tendencia identificada en la serie histórica del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación [31] con datos de la base de datos comercial de EUMOFA, que ofrece mayor detalle[40]. El consumo per cápita de alimentos y la demanda de productos del mar se definen en función del consumo aparente resultante de estos flujos [32]. En el escenario BAU, el embalaje se tuvo en cuenta siguiendo los coeficientes y supuestos descritos en la Sección 5.4.4.

El escenario de transición de relocalización productiva REST

Este escenario se basa en un conjunto de supuestos científicamente respaldados sobre transformaciones ambientales y relacionadas con la salud[41]. Para 2050, la pesca de arrastre de fondo por la flota industrial española se eliminó tanto en aguas europeas como en los países extraeuropeos, mientras que la pesca de arrastre en aguas nacionales se mantuvo. Esta pesquería nacional de arrastre ha realizado esfuerzos significativos hacia la sostenibilidad, ya que normalmente es operada por empresas familiares que realizan viajes diarios y suministran productos frescos[42]. La flota industrial de cerco dirigida al atún se mantuvo, dado que las principales especies capturadas (*Katsuwonus pelamis* y *Thunnus albacares)* se explotan actualmente a niveles sostenibles y no muestran signos de sobrepesca, siendo la población de *T. albacares del Océano Índico* la única que muestra signos de sobreexplotación [43,44]. La pesca con palangre de superficie se eliminó por completo en todas las flotas españolas debido a sus altas tasas de captura incidental de aves marinas, tortugas bobas y grandes tiburones pelágicos [45–47]. La acuicultura de bivalvos se mantuvo dentro de las fronteras nacionales, mientras que la acuicultura de peces se interrumpió.

El escenario también incorpora mecanismos específicos de relocalización vinculados a medidas de conservación marina, en particular la implementación de Áreas Marinas Protegidas (AMP) y zonas de veda total, cuyos efectos indirectos mitigan parcialmente la disminución de las capturas nacionales.

Los descartes pesqueros disminuyen, pero no desaparecen por completo, según un criterio de sostenibilidad definido por los autores y contrastado con un grupo de expertos. Los valores reflejan una reducción gradual hasta un -50 % en 2050. Esta suposición es coherente con los objetivos del Acuerdo de París[48] y la UE aspira a ser climáticamente neutra para 2050, una economía con cero emisiones netas de GEI. Estos objetivos son fundamentales para el Pacto Verde Europeo y constituyen un objetivo jurídicamente vinculante gracias a la Ley Europea del Clima [49].

En el escenario REST, las importaciones se redujeron gradualmente hasta su casi completa eliminación en 2050, permitiendo únicamente importaciones procedentes de capturas de países europeos vecinos (Portugal, Francia e Italia), evitando las mismas flotas pesqueras mencionadas anteriormente. Los volúmenes de exportación se restringieron a las cantidades que superaban las necesidades nacionales una vez satisfechas las recomendaciones dietéticas saludables. El escenario adopta la dieta de referencia EAT-Lancet, como marco comparativo para evaluar el consumo de productos del mar saludables y sostenibles, que recomienda una ingesta diaria de 28 (1-100) g de pescado y un consumo semanal de 2 g de ácidos grasos OMEGA-3 [22].

En consecuencia, el escenario REST representa una vía de transición normativa caracterizada por una menor dependencia del comercio mundial de productos del mar, cadenas de suministro simplificadas y un menor volumen de procesamiento de productos del mar en condiciones de cambio climático.

Enfoques metodológicos
Esta comunicación se basa en un trabajo científico recientemente publicado[50], donde está disponible el enfoque metodológico aplicado. Con vistas a facilitar la interpretación y discusión del texto, se ha optado por referenciar dicho artículo y reducir así la extensión de este texto. El artículo al completo está disponible en https://www.nature.com/articles/s41598-026-60217-2

Resultados
Organización de los sistemas de productos del mar

Estado actual del sistema pesquero
La disponibilidad bruta total de productos del mar (DB) ascendió a 2,91 millones de toneladas (Mt) (Figura 1). La mayor parte de los insumos provino de importaciones (60%), sumando 1,73 Mt, de las cuales los productos congelados representaron la mayor parte (1,05 Mt, 61%), seguidos de los productos procesados (0,37 Mt, 21%) y los productos frescos (0,31 Mt, 18%). La segunda fuente más importante fue la capturada por la flota española (0,88 Mt, 30%), obtenida de caladeros nacionales (0,32 Mt), no europeos (0,49 Mt) y europeos (0,07 Mt). La acuicultura nacional aportó el 10% restante (0,30 Mt), con los mejillones dominando la producción.

Dentro de las capturas españolas, los principales métodos de pesca incluyeron atuneros congeladores con cerco (0,25 Mt, 25% del total), redes de cerco (0,20 Mt, 20%), arrastreros congeladores (0,20 Mt, 20%) y arrastre (0,16 Mt, 16%). Las capturas de productos de pesca no pertenecientes a la UE estuvieron dominadas por atuneros congeladores con cerco (0,25 Mt, 44%) y arrastreros congeladores (0,20 Mt, 35%). Las capturas de productos de pesca nacionales contribuyeron principalmente a través de redes de cerco (0,18 Mt, 52%) y arrastre (0,10 Mt, 29%).

El arrastre (incluidos los arrastreros congeladores) también desempeñó un papel predominante en la importación de productos del mar, aportando 0,89 Mt (52 % del total de las importaciones). Cabe destacar que el 80 % de este volumen (0,72 Mt) procedía de países no pertenecientes a la UE, lo que subraya aún más el carácter internacional de las cadenas de suministro.

En cuanto a la presentación, la disponibilidad de productos (DP) consistió principalmente en productos congelados (1,59 Mt, 52%), seguidos de productos frescos (1,02 Mt, 35%) y productos procesados (0,88 Mt, 13%). El suministro congelado incluyó importaciones (1,05 Mt), capturas españolas en aguas no pertenecientes a la UE (0,49 Mt) y 0,06 Mt producidos mediante la congelación de 0,14 Mt de productos frescos. La DB de procesados procedían de dos fuentes principales: 0,57 Mt de productos procesados (0,10 Mt de materias primas frescas y 0,47 Mt de materias primas congeladas) de fabricantes españoles, y 0,37 Mt de productos procesados importados directamente, lo que representa el 13% del total de DP.

El DB que ingresa al sistema pesquero español se destina a cuatro usos principales: consumo humano interno, exportaciones, manufactura y producción de piensos. El consumo total en España fue de 1,48 Mt (53% del DB), seguido de las exportaciones (1,13 Mt, 41%). La materia prima para la producción de piensos (destinada a la ganadería y la acuicultura) representó 0,17 Mt (6%), y los 0,13 Mt restantes (4%) se debieron al cambio de volumen.

El consumo interno estuvo dominado por productos frescos (0,58 Mt, 39%), seguidos de productos congelados (0,46 Mt, 31%) y productos procesados (0,44 Mt, 30%). En cambio, las exportaciones estuvieron dominadas por

productos congelados (0,65 Mt, 57%), mientras que los productos procesados (0,30 Mt, 27%) y frescos (0,18 Mt, 16%) contribuyeron con porcentajes menores.

Proyecciones de las cadenas alimentarias pesqueras hasta el hito de 2050

Para 2050, la biomasa total de entrada en el escenario BAU mostró una ligera disminución con respecto al valor de referencia, cayendo a 2,78 Mt (-5%; Figura 1, tabla 1). Por el contrario, el escenario REST resultó en una reducción sustancial, con una disminución de DB del 71% a 0,84 Mt. En consecuencia, la biomasa que ingresó al sistema en el escenario BAU fue un 69% mayor que en el escenario REST.

La disminución en BAU se debe principalmente a la disminución de las capturas de la flota española en cada caladero, particularmente en aguas nacionales (-26%), seguidas de caladeros fuera de la UE (-15%) y UE (-50%). Las capturas de artes de pesca de pequeña escala, cerco y arrastre disminuyeron drásticamente en comparación con la línea de base (-51%, -49% y -45%, respectivamente), vinculadas a capturas reducidas en caladeros nacionales (-51%) y a capturas más bajas en caladeros fuera de la UE (-15% para arrastreros).

Siguiendo esta tendencia, el escenario BAU para las importaciones de 2050 alcanzó 1,87 Mt (un aumento del 8%). En términos de importaciones, el 37% de ellas se componen de capturas de arrastreros, y el 17% provienen de arrastreros congeladores. De estas importaciones, el 61% correspondió a productos congelados y el 21% a productos procesados. En términos generales, los arrastreros continuaron siendo el arte de pesca más importante en el escenario BAU (27% de la DB), seguidos por arrastreros congeladores (17%) y cerco (11%). Por el contrario, las importaciones fueron casi eliminadas en el escenario REST, con reducciones del 90% para productos frescos, 96% para congelados y 97% para productos procesados (0,03, 0,04 y 0,01 Mt, respectivamente).

En el caso de REST, las disminuciones se debieron principalmente a reducciones en las capturas de la flota española y la acuicultura (ambas representan 0,77 Mt, -17%), particularmente en capturas frescas (0,56 Mt, -22%) y congeladas (0,21 Mt, -55%). En general, las capturas de la flota española disminuyeron, observándose reducciones en caladeros nacionales (-15%), UE (-56%) y no UE (-56%). Se estimó que las capturas en caladeros nacionales dependen de cerqueros y los arrastreros (53% y 29% de las capturas nacionales), contribuyendo con el 25% de la DB total, mientras que en caladeros europeos, el principal arte de pesca fueron las artes fijas (69% de las capturas del caladero). En este escenario de proyección, las importaciones se restringieron a países vecinos (86% cerqueros).

Productos del mar para el consumo humano y perfil nutricional

El consumo per cápita en la línea base se estimó en 65,1 g.cap^{-1}.day^{-1} (Tabla 2). Para 2050, este valor aumentó ligeramente en el escenario BAU (66 g.cap-1.day-1), mientras que en el escenario REST cayó drásticamente (30,3 g.cap-1.day-1, reducción del 54%). En la línea base, los principales contribuyentes al consumo fueron pelágicos (20,1 g.cap-1.day-1, 31%), demersales (16,3 g.cap-1.day-1 , 25%), cefalópodos (8,8 g.cap-1.day-1 , 14%) y crustáceos (7,3 g.cap-1.day-1 , 11%). La distribución en el escenario BAU fue prácticamente sin cambios. El escenario BAU mostró incrementos moderados en el consumo de cefalópodos (9,8 g.cap.$^{-1}$.day^{-1}) , crustáceos (8,2 g.cap.$^{-1}$.day^{-1}), moluscos (3,4 g.cap.$^{-1}$.day-1) y peces de agua dulce (2,7 g.cap.$^{-1}$.day-1) , con un aumento de estos grupos del 12 % con respecto a la actualidad. Por el contrario, el consumo de peces pelágicos y otros animales acuáticos mostró descensos del 5 % (19,6 g.cap.$^{-1}$.day^{-1}) y del 15 % (5,0 g.cap.$^{-1}$.day^{-1}), respectivamente.

El escenario REST mostró un claro predominio de peces pelágicos y moluscos (22,9 y 3,0 g· cap-1 day-1, 75 % y

10 % del consumo total), seguidos de demersales (1,6 g· cap^{-1} · day^{-1} , 5 %). El consumo de pelágicos aumentó un 14 % con respecto al baseline y un 16 % con respecto al BAU. El consumo de moluscos disminuyó ligeramente y todos los demás grupos experimentaron descensos diversos.

Los niveles de consumo per cápita actuales y proyectados se evaluaron en comparación con el rango de ingesta de referencia propuesto por Willett et al. (2019) (ingesta óptima 28 [1-100] g.cap-1.day-1). Actualmente, el consumo per cápita de mariscos superó el valor de referencia en un 132%, mientras que en el escenario BAU esta diferencia aumentó al 136 % . Por el contrario, el escenario REST resultó en una ingesta per cápita de 30,3 g.cap-1.day-1 , muy alineada con el nivel de referencia propuesto y dentro de la ingesta recomendada.

La dieta de referencia identifica dos contribuciones nutricionales clave que se han identificado en relación con el consumo de pescado [22]: ingesta de proteínas (56 g.cap $^{-1}$ .day $^{-1}$) y el consumo de ácidos grasos omega-3 (una ingesta mínima derivada de pescado de 2 g.cap $^{-1}$ .semana $^{-1}$, equivalente a 0,29 g.cap $^{-1}$ .day $^{-1}$, según Mozaffarian et al [51]).. En la línea base, los los productos marinos contribuyeron con 12,3±0,7 g.cap $^{-1}$ .day $^{-1}$, cubriendo 21-23% de las necesidades de proteínas (Tabla 2). Esta contribución aumentó ligeramente en el escenario BAU a 12,5±0,8 g.cap $^{-1.}$ day $^{-1}$ (21-24%), pero se redujo en un 48% en el escenario REST, a 6,3±0,3 g.cap $^{-1}$ .day $^{-1}$ (11-12%).

En todos los escenarios, los pelágicos fueron la principal fuente de proteína marina: contribuyendo con el 37% de la proteína total de mariscos tanto en el escenario base como en el BAU (4,4–4,9 g·cap^{-1}·day^{-1}), y con el 82% en el REST (4,9–5,5 g·cap^{-1}·day^{-1}). Los demersales y los cefalópodos contribuyeron con el 23% (2,7–3,0 g·cap^{-1}·day^{-1}) y el 11% (1,3–1,7 g·cap^{-1}·day^{-1}) respectivamente en los escenarios base y BAU, pero disminuyeron drásticamente en el escenario REST al 5% (0,3 g·cap^{-1}·day^{-1}) y al 1% (~0,0 g·cap^{-1}·day^{-1}). La proporción de moluscos aumentó del 3% en la línea base y en BAU al 5% en REST (0,3–0,4 g·cap^{-1}·day^{-1}). En cuanto al omega-3, la ingesta en la actualidad alcanzó 0,5 g cap-1day-1, superando el mínimo en un 83%, llegando a 0,6 ± 0,1 g cap-1day-1, mientras que en REST alcanzó 0,5 ± 0,1 g cap-1day-1. Esto significa una superación del mínimo del 41-86%, por lo que se cumplieron los requisitos mínimos de omega-3 en los tres casos.

Emisiones de la cadena de productos marinos
Distribución de las emisiones por origen en las proyecciones y la actualidad
Las emisiones totales de GEI ascienden a 17,2 TgCO2eq.año-1 (Tabla 2). La mayor parte de las emisiones de GEI proceden de las capturas congeladas (52%), seguidas del transporte (14%), el envasado (12%), los procesos industriales (10%), las capturas frescas (8%) y la acuicultura (3%). En el escenario BAU, las emisiones totales de GEI y las contribuciones relativas son prácticamente equivalentes. Por el contrario, el escenario REST conlleva una reducción sustancial de las emisiones totales, que disminuyeron un 85% con respecto al escenario base (2,6 TgCO2eq.año-1). En este escenario, las emisiones de GEI se distribuyen de forma más uniforme, siendo el envasado (28%) y las capturas congeladas (26%) las principales contribuyentes, seguidas de las capturas frescas (20%), los procesos industriales (14%), el transporte (8%) y la acuicultura (4%).

En el escenario base, las emisiones de GEI alcanzaron 11 TgCO2eq.año^{-1}, de las cuales la gran mayoría (73%) procedían de importaciones (8 TgCO2eq.año^{-1}). La flota española que opera en caladeros no pertenecientes a la UE contribuyó con 1,8 TgCO2eq.año^{-1} (17%), mientras que las capturas nacionales y la acuicultura representaron 0,9 TgCO2eq.año^{-1} (8%), y la flota española que pesca en aguas europeas alcanzó los 0,2 TgCO2eq.año^{-1} (2%). Dentro de las importaciones, las más intensivas fueron los arrastreros (3,8 TgCO2eq.año^{-1}) y los arrastreros congeladores (2,3 TgCO2eq.año^{-1}), seguidos de la acuicultura (1,3 TgCO2eq.año^{-1}), principalmente debido a la

producción de alimento para peces pelágicos y demersales. En los países no pertenecientes a la UE, los arrastreros congeladores (1,0 $TgCO_2eq.año^{-1}$) y los atuneros de cerco (0,7 $TgCO_2eq.año^{-1}$) fueron las fuentes dominantes de emisiones de GEI, mientras que tanto en los países de la UE como en los nacionales, los arrastreros fueron los principales contribuyentes (0,2 y 0,3 $TgCO_2eq.año^{-1}$, respectivamente).

En el escenario BAU, las emisiones de GEI de la UE, nacionales y no pertenecientes a la UE disminuyeron en un 33%, 48% y 15%, alcanzando 0,1, 0,6 y 1,6 $TgCO_2eq.año^{-1}$, respectivamente. Sin embargo, estas reducciones fueron más que compensadas por un aumento del 8% asociado con las importaciones, que ascendieron a 8,7 $TgCO_2eq.año^{-1}$. Por el contrario, el escenario REST revirtió esta tendencia, con un 49% de las emisiones de GEI relacionadas con la pesca originadas en aguas no pertenecientes a la UE (0,7 $TgCO_2eq.año^{-1}$) y un 40% con aguas nacionales (0,5 $TgCO_2eq.año^{-1}$), mientras que las importaciones y las aguas de la UE desempeñaron un papel marginal (6% y 5%, ∼0,1 $TgCO_2eq.año^{-1}$). Las mayores emisiones en REST se asociaron con los atuneros de cerco en caladeros no pertenecientes a la UE (0,6 $TgCO_2eq.año^{-1}$) y la pesca de arrastre en aguas nacionales (0,2 $TgCO_2eq.año^{-1}$).

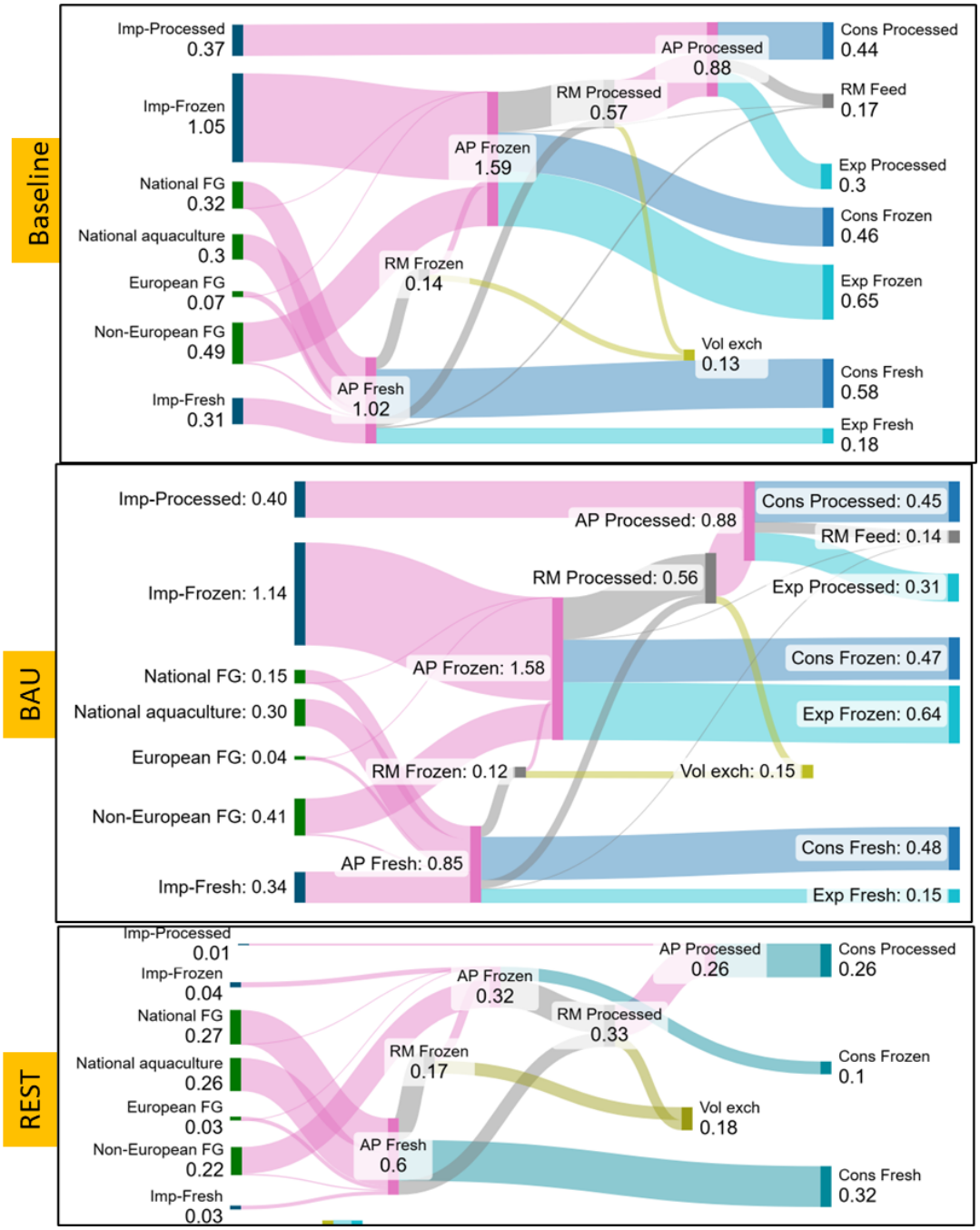


Figura 1. Diagrama de Sankey que representa los flujos de biomasa en el sistema pesquero español en condiciones actuales (línea base) y los escenarios BAU y REST proyectados hasta 2050 (promedio de los escenarios climáticos SSP1-RCP2.6 y SSP5-RCP8.5). Valores en millones de toneladas (Mt). Izquierda: insumos de disponibilidad bruta (DB) procedentes de la pesca (por caladero, FG), acuicultura e importaciones (Imp). Centro: productos disponibles (AP) por categoría (fresco, congelado, procesado) y materias primas (RM) utilizadas para el procesamiento o la alimentación (RM Feed). Derecha: destinos finales, incluyendo el consumo interno (Cons), las exportaciones (Exp) y la producción de piensos. Flujos rosas = insumos de disponibilidad bruta; gris claro = flujos intermedios; azul oscuro = destinos finales; verde = intercambio de volumen (Vol exch, es decir, descascarado, cocción, etc.). Los descartes de la pesca no se reflejan en los insumos de la figura.

Aunque la producción nacional disminuyó en ambos escenarios, la reducción fue menos intensa en el escenario REST (0,27 Mt, -16%) que en el escenario BAU (0,15 Mt, -52%), lo que refleja en parte la influencia de las medidas de protección marina incluidas en los supuestos del escenario.

Si tomamos en consideración la ubicación geográfica de las emisiones de GEI, la línea base presentó el 65% de sus emisiones en el extranjero (11,1 TgCO2eq.año $^{-1}$), mientras que el escenario BAU aumentó este componente al 69% (11,8 TgCO2eq.año $^{-1}$). Por el contrario, el escenario REST redujo su componente internacional al 5% de sus emisiones de GEI (0,1 TgCO2eq.año $^{-1}$). Entre las categorías de emisiones, el aumento en el escenario BAU en acuicultura y capturas frescas y congeladas vinculadas a importaciones se debe a una deslocalización de emisiones, ya que aumentó en un 8% (aumento de 0,7 TgCO2eq.año $^{-1}$), mientras que las capturas nacionales frescas y congeladas disminuyeron en un 22% (0,6 TgCO2eq.año $^{-1}$).

Emisiones absolutas totales de GEI e intensidad de carbono por destino de la cadena de suministro
La distribución de las emisiones de GEI en los diferentes destinos finales de la biomasa de productos del mar (consumo humano, exportaciones y alimentación animal) reveló diferencias significativas en las emisiones absolutas totales y la intensidad de carbono entre los escenarios de referencia, BAU y REST.

En el escenario base, el consumo representó la mayor parte de las emisiones absolutas totales, con un total de 9,7 TgCO2eq.año (56% de las emisiones totales de GEI), seguido de las exportaciones con 7,9 TgCO2eq.año (41 %) y los piensos con 0,5 TgCO2eq.año (3%) (Figura 2). Las emisiones asociadas al consumo fueron impulsadas principalmente por las capturas congeladas (50%), seguidas del transporte (15%), el envasado (11%), las capturas frescas (11%), el procesamiento industrial (10%) y la acuicultura (4%). Las exportaciones siguieron un patrón similar, dominadas por las capturas congeladas (58%), seguidas del transporte y el envasado (12% cada uno), los procesos industriales (10%) y la acuicultura (2%). Las emisiones de piensos, aunque una fracción menor, estuvieron vinculadas principalmente al procesamiento industrial y al transporte (30% cada uno), seguidas del envasado (17%), las capturas congeladas (14%), las capturas frescas (6%) y la acuicultura (3%).

En el escenario BAU, las emisiones de GEI por consumo y exportación se mantuvieron equivalentes en términos absolutos, mientras que las de piensos disminuyeron a 0,3 TgCO2eq.año^{-1} (Figura 2). Estos valores representaron el 57 % y el 42 % de las emisiones totales, respectivamente, mientras que los piensos se redujeron en un 44 % hasta alcanzar los 0,3 TgCO2eq.año^{-1} (2 % de las emisiones totales). Estos patrones resaltan la continua relevancia del comercio internacional y el procesamiento intensivo en energía en el escenario BAU.

Tabla 1. Resumen de los principales parámetros de flujo de biomasa y emisiones de GEI para el escenario actual (de referencia) y los dos escenarios de transición (BAU y REST). El cambio porcentual con respecto al escenario

de referencia se muestra entre paréntesis.

		Base	BAU 2050	REST 2050	Suposición
		Disponibilidad bruta (% para la línea base)			
		2,91 Mt	2,78 Mt (-5%)	0,84 Mt (-71%)	
Importaciones (60%)	Congelado	1,05 Mt	1,14 Mt (+9%)	0,04 Mt (-96%)	BAU: Las importaciones satisfacen la necesidad de abastecer el consumo actual. REST: Restricción de los métodos de captura más perjudiciales (véase Metodología)
	Procesado	0,37 Mt	0,40 Mt (+8%)	0,01 Mt (-97%)	
	Fresco	0,31 Mt	0,34 Mt (+9%)	0,03 Mt (-90%)	
Capturas de la flota española (30%)	En el extranjero	0,49 Mt	0,41 Mt (-15%)	0,22 Mt (-55%)	BAU: Las capturas siguen las tendencias según los datos históricos + impacto del cambio climático en la extracción de biomasa o la producción acuícola. REST: Restricción de los métodos de captura más perjudiciales + reubicación parcial a zonas de pesca nacionales. Acuicultura restringida a bivalvos (véase Metodología).
	Doméstico	0,32 Mt	0,15 Mt (-52%)	0,27 Mt (-16%)	
	Europa	0,07 Mt	0,04 Mt (-50%)	0,03 Mt (-57%)	
Acuicultura (10%)	Principalmente mejillones	0,30 Mt	0,30 Mt (+3%)	0,26 Mt (-13%)	
		Destino (% para la línea base)			
Consumo humano (53%)	[Total]	1,48 Mt	1,39 Mt (-5%)	0,68 Mt (-54%)	BAU: Consumo per cápita actual REST: Restricción a las recomendaciones de EAT-Lancet
	Fresco	0,58 Mt	0,48 (-17%)	0,32 (-45%)	
	Congelado	0,46 Mt	0,47 (+2%)	0,1 (-77%)	
	Procesado	0,44 Mt	0,45 (+3%)	0,26 (-41%)	
Exportaciones (41 %)		1,13 Mt	1,09 (-3%)	0,00 (-100%)	BAU: Distribución actual de GA REST: Restricción de excedentes una vez que se cumplan las recomendaciones de EAT-Lancet.
Industria		0,88 Mt	0,87 Mt (-1%)	0,48 Mt (-71%)	BAU: Distribución actual de DB REST: Distribución actual de DB
Consumo per cápita (g.cap-1.day-1)		65	66 (1,5%)	30 (-54%)	
GEI ($TgCO_2$ eq)		17.2	17,2 (0%)	2,6 (-85%)	

Por el contrario, el escenario REST eliminó tanto las exportaciones como los piensos como destinos finales, lo que provocó una fuerte disminución de las emisiones totales de GEI. Las emisiones totales derivadas del

consumo humano se redujeron en un 73 % con respecto al escenario base, alcanzando 2,6 $TgCO2eq.año^{-1}$ (Figura 2). Dentro de esta huella reducida, el envasado se convirtió en el principal contribuyente (28 % de las emisiones de GEI), seguido de cerca por las capturas congeladas (26 %) y las capturas frescas (20%). El procesamiento industrial (14 %), el transporte (8 %) y la acuicultura (5 %) tuvieron participaciones relativamente menores. Estos cambios reflejaron la configuración simplificada y localizada del escenario REST, con cadenas de suministro más cortas y una menor dependencia de procesos de alta emisión como la congelación, el procesamiento y el transporte a larga distancia.

Al analizar la intensidad de carbono, el valor de referencia fue de 8,7 $kgCO2eq.kg^{-1}$, que aumentó a 8,9 $kgCO2eq.kg^{-1}$ en el escenario BAU, debido principalmente al incremento de las importaciones de productos congelados y las emisiones del transporte (Figura 2). Por el contrario, el escenario REST presentó una menor intensidad de carbono, estimada en 5,3 $kgCO2eq.kg^{-1}$, lo que confirma los beneficios climáticos potenciales de un sistema de productos del mar más localizado y simplificado.

Discusión

Nuestros resultados muestran que la cadena de productos marinos en España está altamente globalizada y genera grandes emisiones de GEI. Más de la mitad de la disponibilidad bruta (DB) proviene de importaciones o capturas en aguas no pertenecientes a la UE, con productos congelados y procesados que dominan tanto el consumo como las exportaciones. La mayor parte de las capturas que componen la DB se extraen mediante un número reducido de artes de pesca altamente técnicas e intensivas, que producen 17,2 $TgCO_2eq.año^{-1}$, siendo altamente vulnerables a las perturbaciones del mercado internacional y de los recursos. En general, la dependencia de la flota pesquera y del transporte de los combustibles fósiles, junto con la acuicultura de peces basada en piensos, la refrigeración de productos del mar y el procesamiento industrial, aumentan significativamente las emisiones totales de GEI del sector y la huella de consumo de productos del mar.

En el BAU, estos patrones persisten o incluso se intensifican, manteniendo las emisiones totales de GEI en 17,2 $TgCO_2$ $eq.año^{-1}$. Por el contrario, en el escenario REST, las emisiones se reducen en un 85 % y los flujos comerciales internacionales se sustituyen en gran medida por la producción nacional, con un consumo orientado a los productos del mar frescos, lo que implica una reducción de la disponibilidad total de productos del mar (–71 %) y del consumo per cápita, y una alineación del consumo con las recomendaciones dietéticas en lugar de los niveles actuales. La comparación entre ambos escenarios pone de manifiesto claras disyuntivas entre la sostenibilidad ambiental, el aprovisionamiento nutricional, la seguridad alimentaria y la organización socioeconómica. El escenario BAU mantiene los volúmenes de suministro a expensas de los objetivos climáticos y la resiliencia del sistema, mientras que el escenario REST ofrece una alternativa autosuficiente y de bajas emisiones que requeriría cambios estructurales en la producción, la alimentación y la gobernanza.

Las configuraciones contrastantes de los escenarios BAU y REST revelan dos lógicas fundamentalmente diferentes de organización del sistema pesquero. BAU extiende la dinámica globalizada actual, en la que la producción y el consumo de productos del mar españoles están estrechamente ligados a los mercados internacionales, las flotas industriales y el comercio a larga distancia, principalmente porque las importaciones aumentan para compensar la disminución de las capturas nacionales, el procesamiento industrial sigue siendo dominante y las emisiones de GEI relacionadas con el transporte continúan creciendo. Esta trayectoria refleja un sistema pesquero global que maximiza el rendimiento y la eficiencia económica, pero erosiona la resiliencia y la integridad ecológica [52].

Por el contrario, al reducir las importaciones y exportaciones, priorizar la producción nacional y favorecer artes de pesca de bajo impacto y la acuicultura de bivalvos, REST avanza hacia una configuración con menores emisiones y arraigada territorialmente. Los flujos de biomasa se simplifican, con cadenas de suministro más cortas dominadas por productos frescos para el consumo local y restringiendo las importaciones únicamente a los países vecinos. Esta transformación refleja un cambio de paradigma de sistemas basados en la eficiencia a sistemas basados en la suficiencia.

Tabla 2. Consumo per cápita de mariscos y contribución nutricional en los escenarios base, BAU y REST. Los valores representan la ingesta diaria per cápita de productos del mar ($g \cdot cap^{-1} \cdot day^{-1}$) en los escenarios base, BAU y REST, desagregados por total (en negrita) y grupo de especies. La primera fila muestra la relación entre el consumo y la ingesta recomendada (Rcr) basada en la dieta de referencia propuesta por Willett et al. (2019), que establece valores objetivo en: 28 $g \cdot cap^{-1} \cdot day^{-1}$ para el consumo de mariscos, 56 $g \cdot proteína \cdot cap^{-1} \cdot day^{-1}$ para la ingesta de proteínas y 0,29 $g \cdot omega\text{-}3 \cdot cap^{-1} \cdot day^{-1}$ (valor mínimo de ref). Los valores en la fila Rcr superiores al 100 % indican niveles de consumo que superan las recomendaciones. La ingesta de proteínas y ácidos grasos omega-3 se presenta como rangos mínimo-máximo, lo que refleja la variabilidad en el contenido de nutrientes entre especies según los valores reportados en la literatura científica

				Base		BAU		REST		Base		BAU		REST	
	Base	BAU	REST	Min	Max	Min	Max	Min	Máximo	Min	Máximo	Min	Máximo	Min	Máximo
	g/cap/día			gramos de proteína/cap al día						g de OMEGA-3/cap/día					
Rcr (Consumo / recomendación (%))	**232%**	**236%**	**108%**	**21%**	**23%**	**21%**	**24%**	**11%**	**12%**	**183%**	**183%**	**179%**	**237%**	**141%**	**186%**
TOTAL	**65.1**	**66.0**	**30.3**	**11.6**	**13.1**	**11.7**	**13.3**	**6.0**	**6.7**	**0,5**	**0,5**	**0,5**	**0,7**	**0,4**	**0,5**
Peces pelágicos	20.1	19.6	22.9	4.4	4.9	4.4	4.8	4.9	5.5	0,3	0,3	0,3	0,4	0,4	0,5
Peces demersales	16.3	16.3	1.6	2.7	3.0	2.7	3.0	0,3	0,3	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0
Cefalópodos	8.8	9.8	0,3	1.3	1.5	1.5	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Crustáceos	7.3	8.2	0.1	1.1	1.4	1.2	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Animales acuáticos, otros	5.9	5.0	2.4	1.0	1.1	0,9	1.0	0,4	0,5	0.1	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0
Moluscos, otros	3.1	3.4	3.0	0,3	0,4	0,3	0,4	0,3	0,4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Peces de agua dulce	2.4	2.7	0.0	0,5	0,5	0,5	0,6	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0
Peces marinos, otros	1.1	1.0	0.0	0,2	0,2	0,2	0,2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Tabla 3. Emisiones absolutas totales de gases de efecto invernadero (GEI) ($TgCO_2eq$) del sistema pesquero español en los escenarios de referencia, BAU y REST, desglosadas por categoría de emisión. Se muestran los

cambios relativos (%) para cada categoría, comparando los escenarios BAU y REST con el escenario de referencia.

	Actual	BAU	REST	BAU frente a actual	REST frente a actual
Acuicultura	0,3	0,3	0.1	1 %	-61 %
Importación de acuicultura	0,2	0,2	-	8 %	-100 %
Capturas recientes	0,8	0,4	0,5	-47 %	-40 %
Capturas frescas Importación	0,6	0,6	0.0	8 %	-97 %
Capturas congeladas	1.8	1.6	0,6	-14 %	-65 %
Importación de congelados	7.2	7.8	0.1	8 %	-99 %
Industria	0,6	0,6	0,4	-4 %	-39 %
Embalaje	2.0	2.0	0,8	-1 %	-63 %
Importación industrial	1.2	1.1	0.0	-2 %	-99 %
Transporte	2.4	2.4	0,2	1 %	-92 %
Total	**17.2**	**17.2**	**2.6**	**0 %**	**-85 %**

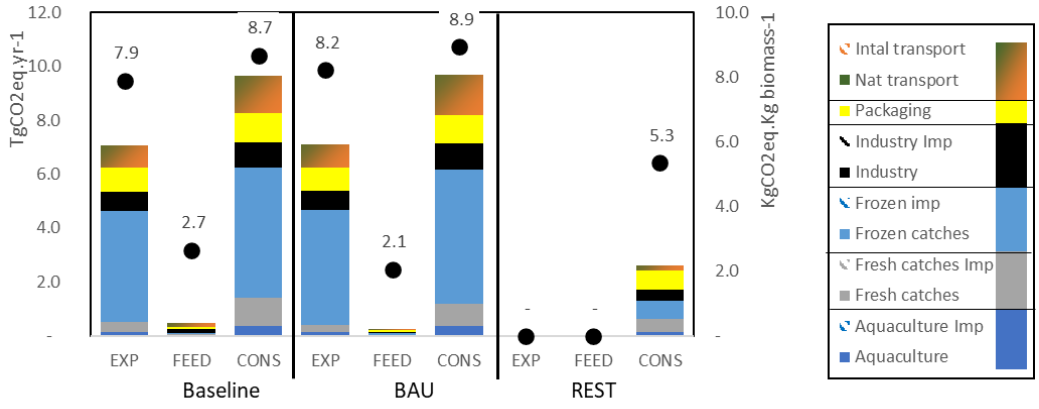


Figura 2. Emisiones de gases de efecto invernadero en el sistema pesquero español en escenarios de referencia y futuros (BAU y REST) para 2050. Las barras apiladas representan las emisiones absolutas totales de GEI (en $TgCO_2eq.año^{-1}$) asociadas a cada destino final (eje izquierdo). Las emisiones se desagregan por componente

fuente (capturas congeladas y frescas, procesamiento industrial, envasado, acuicultura y transporte) y su origen (nacional o importado). Los números sobre el punto negro indican la intensidad de carbono de cada destino (eje derecho, $kgCO_2eq$ por kg de todos los productos del mar: consumidos, exportados o destinados a piensos). Exportaciones (EXP), piensos (FEED) y consumo nacional (CONS). Nótese que los ejes derecho e izquierdo utilizan escalas diferentes.

Desde una perspectiva socioecológica, dicha relocalización mejora la capacidad de adaptación al fortalecer los modos de producción locales, reducir la exposición a las perturbaciones del mercado global y alinear el suministro de alimentos con los límites seguros del ecosistema [53,54]. Sin embargo, también implica una contracción en la producción total, lo que requiere ajustes dietéticos y de comportamiento a nivel del consumidor y políticas públicas más sólidas para apoyar precios justos, comercialización local y pesca a pequeña escala. En este sentido, REST puede interpretarse como un marco de transición exploratorio asociado con un menor volumen de procesamiento de productos del mar, una menor dependencia del comercio internacional y un mayor énfasis en los principios del sistema alimentario orientados a la suficiencia [55,56]. El escenario también comparte algunas características con los patrones dietéticos mediterráneos tradicionales, en los que la contribución de proteína animal fue históricamente menor que en la actualidad [57,58].

No obstante, el escenario REST no debe interpretarse como una ruta de transición predictiva o totalmente demostrada, sino más bien como un marco exploratorio normativo destinado a evaluar las implicaciones ambientales y organizativas de un sistema de producción pesquera de bajo rendimiento en condiciones de cambio climático. Muchas de las mejoras ambientales observadas en el marco de REST se asocian no solo con una menor dependencia del comercio mundial de productos del mar, sino también con reducciones sustanciales en la disponibilidad de productos del mar, los flujos internacionales y el consumo general de estos.

Las reducciones previstas en la biomasa marina amenazan directamente la capacidad de estos sistemas para mantener flujos de suministro estables y contribuir a la seguridad alimentaria y nutricional. En el caso español, tanto el caladero nacional como el internacional están expuestos a estas tendencias, especialmente las zonas tropicales y subtropicales que actualmente sustentan una gran parte de las capturas importadas y de aguas distantes. En el escenario BAU, esta dependencia amplifica la vulnerabilidad climática debido a la disminución de las capturas mundiales, lo que se traduce en un menor acceso a los recursos naturales, una mayor volatilidad de los precios y posibles interrupciones en el procesamiento industrial y las exportaciones. La estructura globalizada actual compromete la capacidad potencial del sistema pesquero español para adaptarse, ya que depende de recursos externos que son cada vez más inciertos y están sujetos a una mayor redistribución espacial, como en otros casos [59].

El escenario REST, por el contrario, anticipa una reconfiguración adaptativa de la producción y el consumo de productos del mar bajo restricciones climáticas. Al concentrar los esfuerzos en aguas nacionales y acuicultura de bajo impacto, REST mejora la resiliencia no solo al reducir la exposición a perturbaciones internacionales, sino también al fomentar la cohesión social, la gestión comunitaria y la administración ecológica a nivel local[59–61]. La evidencia de las pesquerías a pequeña escala muestra que tales sistemas pueden amortiguar la variabilidad ambiental y sostener los medios de subsistencia durante crisis, como la COVID-19 [62,63]. Por lo tanto, la vía REST debe interpretarse como una estrategia de adaptación climática que integra los objetivos de mitigación con la reorganización estructural del suministro de alimentos, un paso esencial para alinear las políticas pesqueras,

alimentarias y climáticas dentro de los límites planetarios[64]. Sin embargo, los beneficios potenciales asociados con este escenario dependerían de la implementación de políticas de apoyo, infraestructuras adecuadas, innovaciones tecnológicas y la capacidad de adaptar las vías de transición a los contextos socioeconómicos locales [24,65,66].

REST reduce drásticamente la disponibilidad total de mariscos (–71%) y el consumo per cápita, alineando la ingesta promedio (≈30 g cap $^{-1}$ day $^{-1}$) con los umbrales dietéticos saludables propuestos [22], así como con la versión actualizada de estas recomendaciones (30 gcap-1day-1)[67] de biomasa extranjera. Además, la composición cualitativa de las dietas cambia hacia pequeños pelágicos y bivalvos, que tienen niveles tróficos bajos y alta calidad de nutrientes, particularmente en ácidos grasos omega-3 y micronutrientes esenciales [26,65,68]. La prominencia de los peces pelágicos como pilar principal del escenario REST está respaldada por dos consideraciones clave adicionales. Primero, las pesquerías de cerco dirigidas a pequeños pelágicos presentan bajas tasas de descarte [69–71], lo que las convierte en una de las actividades pesqueras más eficientes y menos derrochadoras. Segundo, los pequeños peces pelágicos desempeñan un papel ecológico central debido a su baja posición trófica y rápidas tasas de recambio[72,73], características que, bajo una gestión adecuada, permiten que las pesquerías operen dentro de los límites del ecosistema[74]. Como lo indica la preponderancia de evidencia en la literatura de "alimentos azules" [75,76], los peces y moluscos pelágicos contribuyen claramente tanto a la adecuación nutricional como a las bajas huellas ambientales [65,68,77].

La configuración alimentaria del escenario REST también desempeña un papel fundamental en el mantenimiento de las redes tróficas marinas, la reducción de la huella ambiental del sistema pesquero y la optimización de la contribución nutricional de los productos del mar a las dietas españolas. Este enfoque se basa en la reestructuración simultánea de los patrones de producción y consumo, y se reconfigura a través de perspectivas integradas e intersectoriales que conectan los límites ecológicos, las necesidades nutricionales y el aprovisionamiento local [54,78]. Los resultados contrastantes de los escenarios BAU y REST ponen de relieve la necesidad de marcos políticos holísticos, intersectoriales y coherentes que armonicen las agendas de pesca, alimentación, clima y biodiversidad.

A escala nacional, avanzar hacia un sistema de productos del mar relocalizado requiere una coordinación intersectorial entre la pesca, el medio ambiente, la salud y la gobernanza climática. Dicha coordinación es esencial para reducir la fragmentación de las políticas y apoyar transiciones coherentes con las vías de desarrollo resilientes al clima [79]Fortalecer los organismos regionales de cogestión, reconocer el papel de gestión de la pesca artesanal y a pequeña escala, e invertir en infraestructura que conecte a productores y consumidores locales —como mercados municipales de pescado, pesquerías apoyadas por la comunidad y contratación pública sostenible— son herramientas clave para esta transición [59].

Desde una perspectiva de gobernanza climática, incorporar objetivos de adaptación y mitigación directamente en las políticas pesqueras y alimentarias es esencial para alinear las estrategias de productos del mar con los compromisos nacionales de descarbonización y para abordar los crecientes riesgos climáticos. Esta necesidad se ve reforzada por las proyecciones de disminución de la biomasa, cambios en la distribución de las especies y una mayor incertidumbre en las fuentes de suministro importadas [2,80–82]. Los sistemas relocalizados —al reducir la dependencia de la pesca en aguas distantes y las largas cadenas de suministro— pueden fortalecer la capacidad de adaptación a través de la proximidad territorial, la gestión ecológica y la cohesión social [62,63]. La reubicación propuesta en el escenario REST implica una reducción sustancial de las capturas en el extranjero, que de otro

modo estarían disponibles tanto para recomponer los caladeros extranjeros como para implementar marcos legislativos similares al propuesto en este escenario, lo que promovería un proceso adicional de reducción indirecta de emisiones centrado en supuestos similares a los presentados aquí para España. Este proceso beneficioso para todos formaría parte de los resultados indirectos derivados del escenario REST.

La comparación entre BAU y REST también subraya la importancia de integrar las políticas ambientales y nutricionales. Si bien BAU mantiene altos niveles de consumo per cápita muy por encima de los umbrales recomendados[22], lo hace a expensas de altas emisiones de GEI y dependencia de los mercados globales[25]. En contraste, REST alinea el consumo con dietas basadas en la suficiencia y enfatiza las especies de bajo nivel trófico, como los pequeños pelágicos y bivalvos, que combinan un alto valor nutricional con un bajo impacto ambiental [26,65,68]..

Conclusiones

Este estudio demuestra que el futuro del sistema pesquero español estará determinado por decisiones fundamentales sobre modelos de producción, dependencias comerciales y patrones alimentarios. En un escenario de referencia (BAU, por sus siglas en inglés), el sistema permanece anclado a cadenas de suministro globalizadas que proporcionan estabilidad a corto plazo, pero implican altas emisiones de GEI, una creciente vulnerabilidad a las perturbaciones climáticas y de mercado, y una presión continua sobre ecosistemas marinos distantes. Por el contrario, el escenario REST ofrece una alternativa viable de bajas emisiones que mejora la autosuficiencia, reduce la exposición a perturbaciones internacionales y alinea el consumo de productos del mar con recomendaciones alimentarias saludables y sostenibles. Sin embargo, la implementación exitosa de dicha transición requiere cambios estructurales que van más allá de los ajustes técnicos. De hecho, implica reconfigurar los marcos de gobernanza, apoyar la pesca artesanal y de bajo impacto, fortalecer los mercados regionales y promover cambios alimentarios culturalmente aceptables para volver a la dieta mediterránea. La transición hacia un sistema pesquero relocalizado puede, por lo tanto, contribuir a reducir las emisiones y la dependencia del comercio mundial de productos del mar, al tiempo que potencialmente apoya cadenas de suministro locales más resilientes bajo ciertas condiciones socioeconómicas y de gobernanza. Al integrar las dimensiones ecológicas, nutricionales y socioeconómicas bajo distintos escenarios climáticos, este trabajo proporciona un marco analítico para fundamentar los debates políticos sobre el futuro de la pesca y los sistemas alimentarios en España. La armonización de las políticas pesqueras, alimentarias, nutricionales y climáticas será fundamental para garantizar que el sistema pesquero español contribuya de manera significativa a los objetivos de sostenibilidad.

Bibliografía

1. Barange, M. *et al. Impacts of climate change on fisheries and aquaculture: synthesis of current knowledge, adaptation and mitigation options. . FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 627*. (FAO, 2018).

2. Cheung, W. W. L. *et al.* Marine high temperature extremes amplify the impacts of climate change on fish and fisheries. *Sci. Adv.* **7**, 1–15 (2021).

3. *Climate change risks to marine ecosystems and fisheries – Projections to 2100 from the Fisheries and Marine Ecosystem Model Intercomparison Project. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, No. 707*. (FAO, 2024). doi:10.4060/cd1379en.

4. Gattuso, J.-P. *et al.* Contrasting futures for ocean and society from different anthropogenic CO 2 emissions

scenarios. *Science (80-.).* **349**, aac4722 (2015).

5. Bindoff, N. L. *et al.* Changing ocean, marine ecosystems, and dependent communities. in *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate* (eds. Pörtner, H.-O. et al.) (Cambridge University Press, 2019).

6. Cheung, W. W. L. *et al.* Rebuilding fish biomass for the world's marine ecoregions under climate change. *Glob. Chang. Biol.* **28**, 6254–6267 (2022).

7. Villasante, S. *et al.* Resilience and Social Adaptation to Climate Change Impacts in Small-Scale Fisheries. *Front. Mar. Sci.* **9**, 1–18 (2022).

8. IPCC. *Climate Change and Land: An IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*. (2019) doi:10.1017/CBO9781139177245.003.

9. Herbert-Read, J. E. *et al.* A global horizon scan of issues impacting marine and coastal biodiversity conservation. *Nat. Ecol. Evol.* **6**, (2022).

10. Cheung, W. W. L., Palacios-Abrantes, J. & Roberts, S. M. Projecting contributions of marine protected areas to rebuild fish stocks under climate change. *npj Ocean Sustain.* **3**, 1–11 (2024).

11. Blasiak, R., Jouffray, J., Wabnitz, C. C. C., Sundström, E. & Österblom, H. Corporate control and global governance of marine genetic resources. *Sci. Adv.* **4**, (2018).

12. Popkin, B. M. Relationship between shifts in food system dynamics and acceleration of the global nutrition transition. *Nutr. Rev.* **75**, 73–82 (2017).

13. Vilarnau, C. *et al.* Worldwide adherence to Mediterranean Diet between 1960 and 2011. *Eur. J. Clin. Nutr.* **72**, 83–91 (2019).

14. Rivera-Ferre, M. G. *et al.* The relation of food systems with the COVID19 pandemic: causes and consequences. *Agric. Syst.* 103134 (2021) doi:10.1016/j.agsy.2021.103134.

15. IPCC. *El cambio climático y la tierra*. (OMM-PNUMA, 2020).

16. Richardson, K. *et al.* Earth beyond six of nine planetary boundaries. *Sci. Adv.* **9**, 1–16 (2023).

17. *Global Tipping Points Report 2025*. (University of Exeter, 2025).

18. Springmann, M., Godfray, H. C. J., Rayner, M. & Scarborough, P. Analysis and valuation of the health and climate change cobenefits of dietary change. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **113**, 4146–4151 (2016).

19. Springmann, M. *et al.* Options for keeping the food system within environmental limits. *Nature* **562**, 519–525 (2018).

20. Free, C. M. *et al.* Expanding ocean food production under climate change. *Nature* **605**, 490–496 (2022).

21. Westhoek, H. J., Rood, G. A., Berg, M. Van Den & Janse, J. H. *The Protein Puzzle: The Consumption and Production of Meat , Dairy and Fish in the European Union*. (PBL Netherlands Environmental Assessment Agency, 2011).

22. Willett, W. *et al.* Food in the Anthropocene: the EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *Lancet* **393**, 447–492 (2019).

23. O'Rourke, M. E., DeLonge, M. S. & Salvador, R. Insights from agroecology and a critical next step: Integrating human health. *Agroecol. Sustain. Food Syst.* **41**, 880–884 (2017).

24. Costello, C. *et al.* The future of food from the sea. *Nature* **588**, 95–100 (2020).

25. Guillen, J. *et al.* Global seafood consumption footprint. *Ambio* **48**, 111–122 (2019).

26. Golden, C. D. *et al.* Aquatic foods to nourish nations. *Nature* **598**, 315–320 (2021).

27. Golden, C. D. *et al.* Social-ecological traps link food systems to nutritional outcomes. *Glob. Food Sec.* **30**, (2021).

28. Villasante, S., Tubío, A., Ainsworth, G., Pita, P. & Antelo, M. Rapid Assessment of the COVID-19 Impacts on the Galician (NW Spain) Seafood Sector. **8**, (2021).

29. O'Brien, E. *et al. TRANSLATE Research Report*. (Prepared for Met Éireann by University of Galway, Irish Centre for High-End Computing, University College Cork, and MaREI, the SFI Research Centre for Energy, Climate, and Marine, 2024).

30. Liyana Pathirana, N. & Hadjikakou, M. 'The devil is in the details' – product-specific supply chain emissions are key to identifying optimal mitigation strategies in food systems. *Environ. Res. Food Syst.* (2025) doi:10.1088/2976-601x/adf5ca.

31. MAPA. *Fishery statistics, MInistry of Agriculture, Fisher and Food*. (MAPA www.mapa.gob.es, 2024).

32. FAO. *FAOSTAT—FAO database for food and agriculture*. (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2026).

33. DataComex. *Estadisticas de Comercio Exterior - España*. (MInisterio de Industria, Comercio y Turismo, 2017).

34. INE. *Industrial Production Survey*. (Instituto Nacional de Estadísticas, 2025).

35. IPCC. *Climate Change 2021 The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. (Cambridge University Press, 2021). doi:10.1080/03736245.2010.480842.

36. O'Neill, B. C. *et al.* The roads ahead: Narratives for shared socioeconomic pathways describing world futures in the 21st century. *Glob. Environ. Chang.* **42**, 169–180 (2017).

37. Riahi, K. *et al.* The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: An overview. *Glob. Environ. Chang.* **42**, 153–168 (2017).

38. INE. *Proyecciones de Población. Años 2024-2074*. (National Institute of Statistics, Spain, 2024).

39. FAO. Statistical Database of the Food and Agricultural Organization of the United Nations: FAOSTAT. http://www.fao.org/faostat/ en/#data. (2023).

40. EUMOFA. *EUMOFA. Aquaculture database.* (European Commission, 2024).

41. Raposo, A., Puppin Zandonadi, R. & Botelho, R. B. A. Challenging the Status Quo to Shape Food Systems Transformation from a Nutritional and Food Security Perspective : Second Edition. *Foods* **12**, (2023).

42. STECF. The 2024 Annual Economic Report on the EU Fishing Fleet (STECF 24-07), EUR 28359. in *Scientific,*

Technical and Economic Committee for Fisheries (Publications Office of the European Union, 2024).

43. IATTC. *Stock assessment of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean: 2024 benchmark assessment (IATTC-SAC-15-05)*. (IATTC, 2024).

44. ISSF. *Status of the world fisheries for tuna (ISSF Technical Report 2025-01)*. (International Seafood Sustainability Foundation, 2025).

45. Báez, J. C., García-Barcelona, S., Camiñas, J. A. & Macías, D. Fishery strategy affects the loggerhead sea turtle mortality trend due to the longline bycatch. *Fish. Res.* **212**, 21–28 (2019).

46. Courbin, N., Besnard, A. & Grémillet, D. Transnational mortality from Spanish longline fisheries bycatch is shaping the decline of a vulnerable French seabird. *Biol. Conserv.* **293**, (2024).

47. Saidi, B. *et al.* Shark pelagic longline fishery in the Gulf of Gabes: Inter-decadal inspection reveals management needs. *Mediterr. Mar. Sci.* **20**, 532–541 (2019).

48. Prellezo, R., Da-Rocha, J. M., Palomares, M. L. D., Sumaila, U. R. & Villasante, S. Building climate resilience, social sustainability and equity in global fisheries. *npj Ocean Sustain.* **2**, 1–7 (2023).

49. European Commision. *Regulation (EU) 2021/1119 of the European Parliament and of the Council of 30 June 2021 establishing the framework for achieving climate neutrality and amending Regulations (EC) No 401/2009 and (EU) 2018/1999 ('European Climate Law')*. (Official Journal of the European Union, 2021).

50. Saralegui-Díez, P., Villasante, S., Vitoria, J. & Moranta, J. Projecting seafood system futures under climate change scenarios: considering production and consumption models for a sustainable food transition. *Nat. Sci. Reports*.

51. D, M. & EB., R. Fish intake, contaminants, and human health: evaluating the risks and the benefits. *JAMA* **296**, 1885–99 (2006).

52. Cochrane, K. L. Reconciling sustainability , economic efficiency and equity in marine fisheries : Has there been progress in the last 20 years? *Fish Fish.* **22**, 298–323 (2021).

53. Wood, A. *et al.* Reframing the local – global food systems debate through a resilience lens. *Nat. Food* **4**, 22–29 (2023).

54. HLPE. *Building resilient food systems*. (Committee on World Food Security, 2025).

55. McGreevy, S. R. *et al.* Sustainable agrifood systems for a post-growth world. *Nat. Sustain.* (2022) doi:10.1038/s41893-022-00933-5.

56. Moranta, J. *et al.* Sowing potential transformative changes in the fishing and agrifood systems – Conference report. *Mar. Policy* **154**, 24–27 (2023).

57. Davis, C., Bryan, J., Hodgson, J. & Murphy, K. Definition of the mediterranean diet: A literature review. *Nutrients* **7**, 9139–9153 (2015).

58. Serra-Majem, L. & Ortiz-Andrellucchi, A. The Mediterranean diet as an example of food and nutrition sustainability: a multidisciplinary approach. *Nutr. Hosp.* **35**, 96–101 (2018).

59. Seekell, D. *et al.* Resilience in the global food system. *Environ. Res. Lett.* **12**, (2017).

60. Subramaniam, R. C. *et al.* The socio - ecological resilience and sustainability implications of seafood

supply chain disruption. *Rev. Fish Biol. Fish.* **33**, 1129–1154 (2023).

61. Kelling, I., Carrigan, M. & Johnson, A. F. Transforming the seafood supply system: challenges and strategies for resilience. *Food Secur.* **15**, 1585–1591 (2023).

62. Bassett, H. R. *et al.* Preliminary lessons from COVID-19 disruptions of small-scale fishery supply chains. *World Dev.* **143**, 105473 (2021).

63. Villasante, S. *et al.* Impacts of the COVID-19 pandemic on the Spanish seafood sector. *Mar. Policy* **169**, (2024).

64. Rockström, J., Edenhofer, O., Gaertner, J. & DeClerck, F. Planet-proofing the global food system. *Nat. Food* **1**, 3–5 (2020).

65. Gephart, J. A. *et al.* Environmental performance of blue foods. *Nature* **597**, 360–365 (2021).

66. Stoll, J. S. *et al.* Alternative Seafood Networks During COVID-19 : Implications for Resilience and Sustainability. *Front. Sustain. Food Syst.* **5**, (2021).

67. Rockström, J. *et al.* The Lancet Commissions The EAT – Lancet Commission on healthy , sustainable , and just food systems. *Lancet* (2025) doi:10.1016/S0140-6736(25)01201-2.

68. Koehn, J. Z., Allison, E. H., Golden, C. D. & Hilborn, R. The role of seafood in sustainable diets. *Environ. Res. Lett.* 035003 (2022).

69. Kelleher, K. *Discards in the world's marine fisheries: An update*. (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2008).

70. Vázquez-Rowe, I., Moreira, M. T. & Feijoo, G. Life cycle assessment of horse mackerel fisheries in Galicia (NW Spain): Comparative analysis of two major fishing methods. *Fish. Res.* **106**, 517–527 (2010).

71. Pérez Roda, M. A. *et al. A third assessment of global marine fisheries discards (FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 633).* (FAO, 2019).

72. Cury, P. *et al.* Small pelagics in upwelling systems : patterns of interaction and structural changes in ‘“ wasp-waist ”’ ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.* **57**, 603–618 (2000).

73. Ruzicka, J. *et al.* The role of small pelagic fish in diverse ecosystems: knowledge gleaned from food-web models. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **741**, 7–27 (2024).

74. Fréon, P., Cury, P., Shannon, L. & Roy, C. Sustainable exploitation of small pelagic fish stocks challenged by environmental and ecosystem changes: A review. *Bull. Mar. Sci.* **76**, 385–462 (2005).

75. Simpson, S. The blue food revolution. *Sci. Am.* **304**, 54–61 (2011).

76. Naylor, R. L. *et al.* Blue food demand across geographic and temporal scales. *Nat. Commun.* **12**, (2021).

77. Robinson, J. P. W. *et al.* Navigating sustainability and health trade-offs in global seafood systems. *Environ. Res. Lett.* **17**, (2022).

78. Tsoulfas, G. T. Ensuring resilience in agri-food supply chains. *CABI Rev.* **20**, (2025).

79. Steffen, W. *et al.* Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science (80-.).* **347**, (2015).

80. Oyinlola, M. A. *et al.* Projecting global mariculture production and adaptation pathways under climate change. *Glob. Chang. Biol.* **28**, 1315–1331 (2022).

81. Bryndum-Buchholz, A. *et al.* Twenty - first - century climate change impacts on marine animal biomass and ecosystem structure across ocean basins. *Glob. Chang. Biol.* **25**, 459–472 (2019).

82. Van Denderen, D. *et al.* Demersal fish biomass declines with temperature across productive shelf seas. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **32**, 1846–1857 (2023).

MARVEL Y MARVEL-TOOLS: Red regional integrada de zonas MARinas de alto Valor Ecológico en la demarcación Levantino-balear

Lucía Espasandín[1], Francisco Ramírez[1], Miquel Ortega[1], Maria Grazia Pennino[1], Isabel Afán[1], Àngela Olvera[1], Andrea Kaplan[1], Marta Coll[1] y Maria Bas[1]

[1] Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC), Departament de Recursos Marins Renovables, Passeig Marítim de la Barceloneta, 37-49, 08003, Barcelona, España.

El ecosistema marino y su conservación

El ecosistema marino proporciona bienes y servicios esenciales a la sociedad (Díaz et al., 2018; Moreira et al., 2025). Sin embargo, las crecientes presiones antropogénicas están dando lugar a una degradación y pérdida de biodiversidad y hábitats naturales sin precedentes (Halpern et al., 2025). La pérdida de hábitats y recursos marinos afecta tanto al propio ecosistema como a los sectores socioeconómicos que dependen de los mismos, como es el caso del sector pesquero. De esta manera, avanzar hacia la conservación de los ecosistemas marinos y el uso sostenible de los recursos asociados requiere no solo la protección y conservación de la biodiversidad, sino también la consideración de las necesidades sociales, económicas y culturales de los sectores socioeconómicos implicados.

Las Áreas Marinas Protegidas (AMPs) han destacado desde hace años como una de las medidas espaciales fundamentales para la conservación y protección de la biodiversidad marina. Estos esfuerzos se enmarcan en una progresiva ampliación de la ambición de los objetivos de conservación, desde los compromisos establecidos en el Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020, desarrollado en el marco del Convenio sobre la Diversidad Biológica, hasta los objetivos más ambiciosos planteados posteriormente por la Estrategia de Biodiversidad de la Unión Europea para 2030. Este último establece el objetivo de crear una red coherente de AMPs bien gestionadas que cubra al menos el 30 % de los mares europeos. Sin embargo, a pesar de los esfuerzos realizados durante las últimas décadas, la protección global de la biodiversidad marina sigue siendo insuficiente (Claudet et al., 2020; Castro-Cadenas et al., 2025). Uno de los principales retos de la planificación de la conservación marina consiste en identificar aquellas áreas donde la implementación de medidas de protección puede generar mayores beneficios para la biodiversidad. Esto requiere, al mismo tiempo, minimizar los costes socioeconómicos asociados a la protección de estas áreas, y a la regulación de las actividades que se desarrollan en ellas. En este contexto, la priorización espacial de estas áreas constituye una herramienta fundamental para alcanzar los objetivos de conservación y apoyar la planificación espacial marina. La identificación de zonas prioritarias permite orientar la toma de decisiones y optimizar la gestión de las AMPs y de los recursos destinados

a su conservación.

Las EBSAs

Con el objetivo de avanzar hacia el cumplimiento del Objetivo Aichi 11 (conservar al menos el 10% de las zonas marinas y costeras para 2020) el Convenio sobre la Diversidad Biológica desarrolló en 2008 un marco científico para identificar Áreas Ecológica o Biológicamente Significativas (EBSAs, por sus siglas en inglés). Estas áreas se definen a partir de siete criterios científicos relacionados con: (1) Singularidad o rareza; (2) Importancia especial para las etapas de la historia de vida de las especies; (3) Importancia para las especies y/o hábitats amenazados, en peligro de extinción o en declive; (4) Vulnerabilidad, fragilidad, sensibilidad o recuperación lenta; (5) Productividad biológica; (6) Diversidad biológica; (7) Naturalidad.

Las EBSAs constituyen una herramienta de referencia para la planificación y priorización espacial de la conservación marina, ya que permiten identificar, mediante una visión holística, áreas de elevada importancia para la biodiversidad que pueden servir de base para el diseño de redes de conservación y de AMPs, asegurando la coexistencia de la conservación y del desarrollo de la economía azul. Su amplia aceptación internacional y su aplicabilidad a distintas escalas espaciales han favorecido su uso en numerosos procesos de planificación marina.

No obstante, este enfoque presenta todavía algunos retos importantes. Entre ellos destaca la necesidad de avanzar hacia evaluaciones más cuantitativas y objetivas de los criterios EBSA, ya que facilitan los procesos de identificación, monitorización y revisión de dichas áreas. Otro reto importante es la elevada extensión espacial de muchas de las EBSA identificadas, que dificulta su gestión, y la necesidad de incorporar explícitamente el cambio climático en los procesos de priorización espacial. En este sentido, diversos estudios han subrayado la importancia de integrar escenarios de cambio climático en la planificación de la conservación para garantizar la eficacia y resiliencia de las futuras redes de AMPs (Jones et al., 2016; Queirós et al., 2021; Frazão Santos et al., 2020; Mackelworth et al., 2024).

MARVEL y MARVEL-TOOLS

En este contexto, surgen los proyectos MARVEL y MARVEL-TOOLS, dos iniciativas complementarias basadas en el marco conceptual de las EBSAs cuyo objetivo común es desarrollar una metodología que permita identificar de forma cuantitativa, reproducible y actualizable áreas prioritarias para la conservación y protección de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos asociados.

El proyecto MARVEL, financiado por la Fundación Biodiversidad, se centra en el desarrollo conceptual y metodológico de este marco de trabajo. Por su parte, MARVEL-TOOLS, financiado por FECYT, aborda su implementación mediante el diseño y desarrollo de herramientas y aplicaciones que permitan hacer operativa dicha metodología.

Una de las principales innovaciones de ambos proyectos es la incorporación explícita del cambio climático en los procesos de priorización espacial. Para ello, se propone un octavo criterio, (8) Estabilidad ambiental, que complementa los siete criterios EBSA tradicionales y da lugar a los denominados criterios MARVEL (Figura 1). Ese nuevo criterio pretende identificar áreas con mayor capacidad para mantener sus condiciones ambientales y ecológicas frente a escenarios de cambio climático.

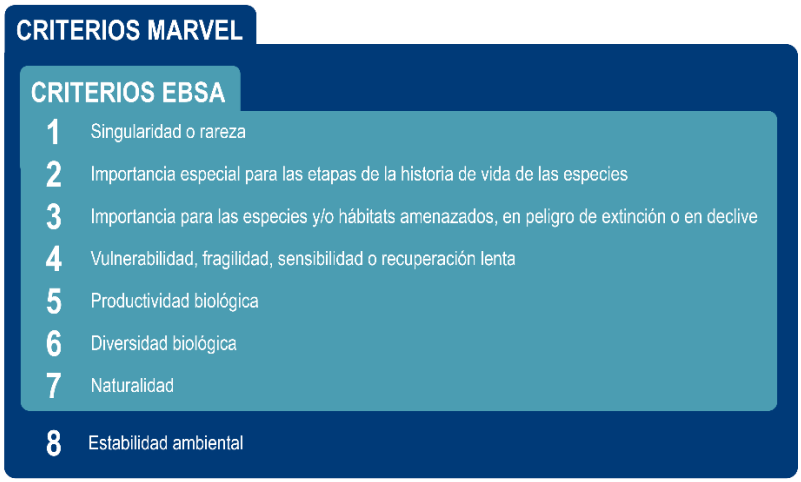


Figura 17. Relación entre Criterios MARVEL y Criterios EBSA.

Asimismo, ambos proyectos buscan avanzar hacia una evaluación cuantitativa de los criterios, superando las aproximaciones predominantemente cualitativas utilizadas hasta la fecha Para ello, los Criterios MARVEL se estructuran de forma jerárquica, integrando indicadores cuantitativos derivados de una o varias capas geoespaciales que describen diferentes componentes ecológicos y ambientales (Figura 2). La selección y validación de estos indicadores se ha realizado mediante un proceso participativo de co-creación con entidades vinculadas a la gestión marina, la conservación y el sector pesquero. Este enfoque participativo incorpora a la comunidad científica y a las entidades conservacionistas, pero también a las administraciones y organismos de gestión, actores del sector pesquero y otros agentes con intereses vinculados al uso de los recursos marinos. En definitiva, se trata de una metodología cuya puesta en práctica se realiza de forma consensuada entre los distintos actores implicados.



Figura 18. Estructura jerárquica que presentan los Criterios MARVEL.

En conjunto, MARVEL y MARVEL-TOOLS pretenden contribuir a una planificación espacial marina más eficaz, transparente y basada en la evidencia científica, incorporando los efectos del cambio climático en la identificación y gestión de futuras redes de AMPs.

Caso de estudio y estructuración del trabajo

La Demarcación Levantino-Balear

MARVEL y MARVEL-TOOLS utilizarán la Demarcación Levantino-Balear como caso de estudio piloto, con el objetivo de desarrollar una metodología transferible a otras demarcaciones marinas españolas y regiones europeas e internacionales. Esta demarcación alberga una elevada diversidad de hábitats y especies marinas y está sometida a múltiples presiones de origen antrópico, lo que la convierte en un escenario especialmente adecuado para evaluar herramientas de priorización espacial para la conservación de sus ecosistemas marinos.

A través de los ocho Criterios MARVEL, los proyectos permitirán identificar y priorizar áreas de importancia para la biodiversidad marina mediante un enfoque cuantitativo y basado en evidencia científica. Los resultados contribuirán al diseño de una red integrada de conservación marina y proporcionarán apoyo técnico a iniciativas de planificación espacial marina y gestión sostenible del medio marino, como los Planes de Ordenación del Espacio Marítimo (POEM), la Estrategia de Biodiversidad de la UE, la Estrategia Española de Economía Azul Sostenible y los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS). Un elemento clave de los proyectos son los procesos de co-creación con entidades implicadas en la gobernanza marina, la conservación y la pesca. Este proceso se desarrolla mediante talleres participativos y actividades de intercambio de conocimiento orientadas a la definición y validación de indicadores, garantizando que la herramienta responda a las necesidades de los diferentes actores implicados. En la Demarcación Levantino-Balear participan, entre otros, la Secretaría General

de Pesca, la Federación Nacional de Cofradías de Pescadores, la Generalitat Valenciana, la Dirección General de Política Marítima y Pesca Sostenible (Generalitat de Catalunya), organizaciones no gubernamentales y redes internacionales como la MED-MSP-CoP impulsada por la Comisión Europea y la iniciativa WestMED. Asimismo, se promueve la incorporación de otras entidades representativas del sector pesquero y de la gestión marina.

Desarrollo metodológico

Durante los dos años de duración de ambos proyectos se llevará a cabo el desarrollo conceptual, metodológico y tecnológico de la caja de herramientas y aplicaciones MARVEL. El proceso parte de la recopilación e integración de información procedente de bases de datos nacionales e internacionales, incluyendo variables ecológicas, pesqueras, socioeconómicas y climáticas.

MARVEL-TOOLS desempeñará un papel central en la recopilación, armonización e integración de esta información geoespacial, permitiendo combinar múltiples fuentes de datos dentro de un marco analítico común y reproducible. Paralelamente, se desarrollarán actividades de comunicación, divulgación, capacitación y transferencia de conocimiento para facilitar la adopción de la metodología y de las herramientas generadas.

Es importante destacar que la identificación de las áreas prioritarias para la conservación gracias a los criterios MARVEL se integrará con información de los principales usos y actividades humanas, especialmente la pesca. De esta forma se identifican zonas que presenten un balance entre beneficios para la conservación de la biodiversidad marina y costes socioeconómicos derivados de la regulación de las actividades humanas en el área.

Estructura de la caja de herramientas

La caja de herramientas MARVEL se organizará en tres módulos principales. Los módulos podrán utilizarse de forma conjunta o independiente, en función de las necesidades del usuario y de los datos disponibles (Figura 3):

- **Módulo 1.** Métodos de preprocesado.
    - Paso 1. Homogeneización espacial.
    - Paso 2. Normalización de los datos.
    - Paso 3. Revisión de redundancias.

    Este bloque permitirá preparar las diferentes capas de información para que sean estandarizadas y comparables entre sí.

- **Módulo 2.** Estandarización e integración de indicadores dentro de cada criterio MARVEL.
    - Paso 4. Agregación por indicador y criterio.
    - Paso 5. Binarización por criterio.

    En esta fase se integrarán los distintos indicadores que conforman cada criterio MARVEL para obtener una representación espacial conjunta.

- **Módulo 3.** Optimización y creación de escenarios de priorización.
    - Paso 6. Análisis de priorización.

    Este último bloque permitirá generar distintos escenarios de priorización mediante elección de distintas configuraciones, facilitando su posterior comparación.

Esta estructura modular permitirá adaptar los análisis a distintos objetivos de gestión y niveles de disponibilidad

de datos, facilitando la identificación de áreas prioritarias para la conservación y el diseño de redes de AMPs resilientes frente al cambio climático.

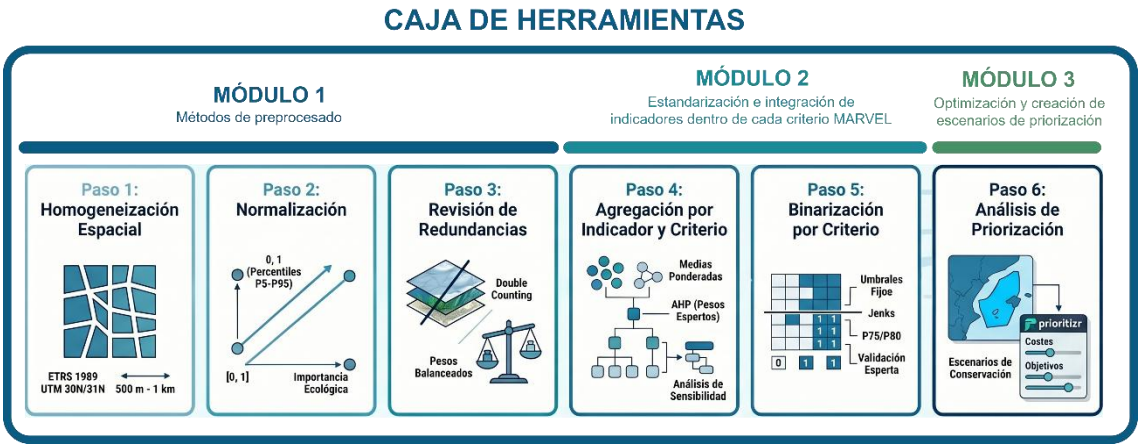


Figura 19. Versión preliminar del conjunto de herramientas y aplicaciones que se desarrollarán en el marco de los proyectos MARVEL y MARVEL-TOOLS.

Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado en el marco del proyecto MARVEL, el cual se desarrolla con la colaboración de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, a través del Programa Pleamar, y se cofinancia por la Unión Europea por el FEMPA (Fondo Europeo Marítimo, de Pesca y de Acuicultura). También se ha realizado en el marco del proyecto MARVEL-TOOLS, el cual se desarrolla con la colaboración de la Fundación Española para la Ciencia y la Tecnología, F.S.P. - Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades.

Referencias

Castro-Cadenas, M. D., Barreiros, M., Bas, M., Ortega, M., Claudet, J., Coll, M., & Sbragaglia, V. (2025). Fishing activities within Spanish marine protected areas in the Mediterranean Sea. *Marine Policy*, *177*, 106686. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2025.106686

Claudet, J., Loiseau, C., Sostres, M., & Zupan, M. (2020). Underprotected Marine Protected Areas in a Global Biodiversity Hotspot. *One Earth*, *2*(4), 380-384. https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.03.008

Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R. T., Molnár, Z., Hill, R., Chan, K. M. A., Baste, I. A., Brauman, K. A., Polasky, S., Church, A., Lonsdale, M., Larigauderie, A., Leadley, P. W., van Oudenhoven, A. P. E., van der Plaat, F., Schröter, M., Lavorel, S., … Shirayama, Y. (2018). Assessing nature's contributions to people. *Science*, *359*(6373), 270-272. https://doi.org/10.1126/science.aap8826

Frazão Santos, C., Agardy, T., Andrade, F. *et al.* Integrating climate change in ocean planning. *Nat Sustain* **3**, 505–516 (2020). https://doi.org/10.1038/s41893-020-0513-x

Jones, K. R., Watson, J. E., Possingham, H. P., & Klein, C. J. (2016). Incorporating climate change into spatial

conservation prioritisation: A review. *Biological Conservation*, *194*, 121-130. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.008

Halpern, B. S., Frazier, M., O'Hara, C. C., Vargas-Fonseca, O. A., & Lombard, A. T. (2025). Cumulative impacts to global marine ecosystems projected to more than double by mid-century. *Science, 389*(6766), 1216-1219. https://doi.org/10.1126/science.adv2906

Mackelworth, P., Fortuna, C. M., Antoninić, M., Holcer, D., Malak, D. A., Attia, K., ... & McGowan, J. (2024). Ecologically and Biologically Significant Areas (EBSAs) as an enabling mechanism for transboundary marine spatial planning. *Marine Policy*, *166*, 106231. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2024.106231

Moreira, M., Alves, J., Frazão, L., Gouveia, A. C., & Freitas, H. (2025). A systematic review of Nature's Contributions to People: Impacts on science, policy, and sustainability. *Sustainability Science*, *20*(6), 2297-2311. https://doi.org/10.1007/s11625-025-01694-8

Queirós, A. M., Talbot, E., Beaumont, N. J., Somerfield, P. J., Kay, S., Pascoe, C., Dedman, S., Fernandes, J. A., Jueterbock, A., Miller, P. I., Sailley, S. F., Sará, G., Carr, L. M., Austen, M. C., Widdicombe, S., Rilov, G., Levin, L. A., Hull, S. C., Walmsley, S. F., & Aonghusa, C. N. (2021). Bright spots as climate-smart marine spatial planning tools for conservation and blue growth. *Global Change Biology*, *27*(21), 5514-5531. https://doi.org/10.1111/gcb.15827

Variabilidad espacio-temporal del reclutamiento de la merluza europea (*Merluccius merluccius*) e identificación de áreas potenciales de *nursery* en la costa catalana (Mediterráneo noroccidental)

Marc Balcells[1,2], Ferran Bustos[1,2], Mariona Panisello-Garriga[1,2], Joan Mir-Arguimbau[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, Catalonia, Spain*
[2]*Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC), Passeig Marítim de la Barceloneta 37–49, 08003 Barcelona, Catalonia, Spain*

Introducción

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. Su ciclo de vida está condicionado por una marcada variabilidad espacial y temporal, particularmente durante las primeras etapas del desarrollo, cuando la supervivencia y el crecimiento pueden determinar la intensidad del reclutamiento y, en última instancia, la abundancia de la población adulta. En el Mediterráneo occidental, el reclutamiento de merluza presenta una marcada variabilidad espacial, interanual y estacional, con máximos generalmente asociados a la primavera y el verano, aunque pueden encontrarse reclutas durante todo el año en bajas abundancias (Recasens et al., 1998; Morales-Nin & Moranta 2004). Esta

variabilidad puede estar relacionada con las condiciones oceanográficas que afectan a las primeras etapas de vida, particularmente con la disponibilidad de alimento y la dinámica de las corrientes, que pueden favorecer la distribución y permanencia de los organismos en determinadas zonas (Hidalgo et al., 2008; Abella et al., 2008). En este contexto, se han identificado áreas de *nursery* de *M. merluccius* en diferentes regiones del Mediterráneo, principalmente asociadas a la plataforma externa y el borde de plataforma, generalmente entre 100 y 200 m de profundidad (Druon et al., 2014; Goñi et al., 2004; Morales-Nin & Moranta 2004; Paradinas et al., 2015). La distribución y extensión de estas áreas puede variar espacial y temporalmente en función de las condiciones ambientales, aunque algunas zonas muestran una presencia recurrente de reclutas a lo largo del tiempo (Druon et al., 2014; Paradinas et al., 2015). Una área potencial de *nursery* debería combinar una elevada abundancia de reclutas con cierta persistencia espacial y temporal, así como con características ambientales y ecológicas compatibles con su utilización por la especie. La identificación de estas áreas resulta especialmente relevante debido a la elevada presión pesquera a la que están expuestos los reclutas y juveniles, especialmente por parte de la flota de arrastre, que concentra una parte importante de sus capturas sobre estas fracciones de talla, haciendo que sean especialmente vulnerables a la mortalidad por pesca. Por ello, la identificación y caracterización de áreas de *nursery* puede constituir una herramienta de apoyo a la gestión mediante la aplicación de medidas de protección espacial en zonas de elevada concentración de reclutas (Druon et al., 2015; Khoukh & Maynou, 2018).

El objetivo de este estudio es caracterizar la variabilidad espacio-temporal del reclutamiento de merluza en la costa catalana, identificar los principales factores asociados a la presencia y abundancia de reclutas y determinar la existencia de áreas de elevada concentración y persistencia que puedan representar áreas potenciales de *nursery* (PNA).

Material y métodos

Área de estudio y muestreo

El estudio se realizó en la costa catalana, localizada en el Mediterráneo noroccidental, utilizando información procedente de 675 pescas demersales realizadas entre 2019 y 2025 en el marco del programa de monitoreo y recogida de datos de la flota pesquera de arrastre de fondo desarrollado por ICATMAR. Se seleccionaron nueve puertos pesqueros, agrupados en tres zonas, y cada puerto fue muestreado trimestralmente. Cada embarque incluyó tres pescas experimentales de arrastre realizadas a distintas profundidades, cubriendo un rango batimétrico de 20 a 850 m. Cada pesca fue georreferenciada mediante GPS y se registraron la profundidad media (m), la velocidad media de arrastre y el tiempo efectivo de pesca (h). Las pescas se realizaron utilizando una luz de malla cuadrada de 40 mm en el copo. Se identificaron, contaron y midieron todos los individuos de las especies de la captura y la abundancia de merluza y del resto de especies se estandarizó mediante el cálculo del área barrida por la red (km^2), expresándose como número de individuos por unidad de superficie muestreada (N/km^2).

Definición de reclutas

En este estudio, el término recluta se utiliza como criterio operacional para referirse a los individuos de merluza con una longitud total ≤ 12cm, correspondientes a la fase inicial de incorporación a la población explotable. Este

límite se estableció para identificar el núcleo de individuos de menor talla asociado a las señales de reclutamiento observadas en las distribuciones de tallas y, en consecuencia, no debe interpretarse como un límite biológico de la cohorte recluta.

Variables ambientales

Para caracterizar las condiciones ambientales asociadas a cada pesca, se obtuvieron datos oceanográficos y de productividad del servicio Copernicus Marine. Se descargaron datos diarios de temperatura de fondo (°C), salinidad de fondo (PSU), velocidad de la corriente de fondo (m/s) y concentración de clorofila-a (mg/m³), con una resolución espacial de 4,2 km y cubriendo la zona de estudio y la columna de agua hasta 900 m de profundidad. Los valores de temperatura, salinidad y corriente se asignaron a cada pesca en función de sus coordenadas geográficas y profundidad media, seleccionando el nivel de profundidad más próximo al registrado durante el lance. Para la clorofila-a se extrajeron perfiles verticales en la posición de cada lance y se calcularon dos indicadores de productividad, incluyendo la concentración superficial, definida como la mediana de la concentración de clorofila-a entre 1 y 15 m (mg/m³), y la concentración máxima en la columna de agua (mg/m³).

Modelización de la presencia y abundancia de reclutas

Para analizar los factores asociados a la distribución de los reclutas se utilizaron modelos aditivos generalizados (GAM), que permiten modelizar relaciones potencialmente no lineales entre la variable respuesta y las variables explicativas mediante funciones suavizadas. Se realizaron dos análisis diferenciados. El primero evaluó la presencia de reclutas, definida como una variable binaria, considerando las 675 pescas realizadas. El segundo análisis evaluó la abundancia de reclutas exclusivamente en los 173 lances con abundancia positiva de reclutas. Las variables inicialmente incluidas en ambos modelos fueron: 1) la localización del lance, incorporada como componente espacial del modelo; 2) la estacionalidad y el año como variables categóricas; 3) la profundidad media de la pesca como termino suavizado; y 4) las cinco variables ambientales, incluyendo temperatura del fondo, salinidad del fondo, velocidad de la corriente de fondo, concentración superficial de clorofila y máximo de clorofila en la columna de agua, incorporadas como términos suavizados. Para ambos modelos se aplicó un procedimiento de selección *backward stepwise*, eliminando iterativamente los términos del modelo y evaluando las formulaciones resultantes. La selección del modelo definitivo se realizó considerando conjuntamente el AIC, la significación de los términos y la desviación explicada, con el objetivo de obtener un modelo parsimonioso y con adecuada capacidad explicativa.

Identificación de PNA

Las áreas potenciales de *nursery* (PNA) se identificaron a partir de un modelo Hurdle, combinando las predicciones del GAM de presencia y del GAM de abundancia positiva. La abundancia esperada por pesca se obtuvo como el producto de la probabilidad predicha de presencia y de la abundancia predicha condicionada a la presencia. El área de estudio se dividió en una cuadricula de **0,05° × 0,05°** y se calculó la abundancia esperada media por celda y año. El percentil 90 (P_{90}) de la abundancia media de las celdas se utilizó como umbral de alta abundancia. La persistencia se calculó como la proporción de años en los que una celda superó este umbral. Las celdas con **≥ 3 años de muestreo,** una abundancia media plurianual ≥ P_{90} y una **persistencia ≥ 80%** se clasificaron como PNA.

Comunidad demersal PNA vs no PNA

La caracterización de la composición de la comunidad demersal entre PNA y no PNA se realizó mediante 204 lances restringidos al estrato batimétrico de 80-200m, en el que se localizaron las PNA, con el objetivo de reducir el efecto del gradiente batimétrico sobre la composición de grupos. Se excluyeron los ejemplares de merluza, así como aquellas especies presentes en < 1% de las pescas. La matriz final pesca-abundancia se transformó mediante raíz cuadrada para reducir la influencia de las especies extremadamente abundantes. Posteriormente, se calculó una matriz de distancias Bray-Curtis para caracterizar las diferencias en la composición y abundancia de especies entre lances. La estructura de la comunidad se exploró mediante un nMDS, mientras que las diferencias en la composición entre PNA y no PNA se evaluaron mediante PERMANOVA, incorporando la profundidad, el año y la estacionalidad como variables control. La homogeneidad de la dispersión multivariante se comprobó mediante PERMDISP. Finalmente, se utilizó un análisis SIMPER sobre la matriz transformada para identificar las especies que más contribuyeron a la disimilitud entre PNA y no PNA. Se seleccionaron únicamente las especies incluidas dentro del primer 40% de contribución acumulada, que presentaron una contribución significativa a la disimilitud ($p < 0.05$) y una mayor abundancia media en las PNA. Complementariamente, se utilizó el análisis de valor indicador **(IndVal) para identificar especies características dentro de las PNA, a partir de la combinación de su especificidad y fidelidad.**

Resultados

Las distribuciones de tallas de merluza mostraron una marcada variabilidad estacional en la abundancia de reclutas (Fig. 1). En invierno se observaron los primeros pulsos de reclutamiento a bajos niveles de abundancia con la aparición de ejemplares entre 6 -10 cm y una moda situada a los 7 cm. En primavera y verano se observaron las mayores abundancias de reclutas, situándose la moda en 8 cm y 12 cm respectivamente, reflejando el crecimiento de los individuos incorporados. En otoño, aunque se observa una pequeña incorporación de reclutas a bajos niveles de abundancia, la distribución general estuvo desplazada hacia tallas mayores, con una moda situada a los 20 cm.

El análisis mensual de los percentiles de talla mostró una clara variación en la estructura de tallas (Fig. 2). El percentil 10 (L_{10}) mostró los valores más bajos a partir de abril, mes en el que se observó la primera incorporación de reclutas, aunque con una elevada variabilidad interanual. Los valores más bajos de L_{10} se registraron en mayo y junio, con valores próximos a 12 cm, indicando una mayor representación relativa de reclutas durante la

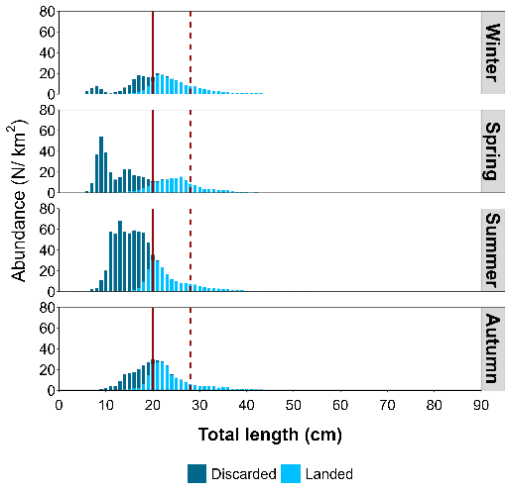


Figura 1. Distribución de la abundancia media estacional por talla de *Merluccius merluccius*, diferenciando entre la fracción comercial (azul claro) y la fracción de descarte (azul oscuro), considerando

primavera. Además, la disminución observada en primavera también es evidente con el L_{25} indicando un desplazamiento general de la población hacia tallas más pequeñas.

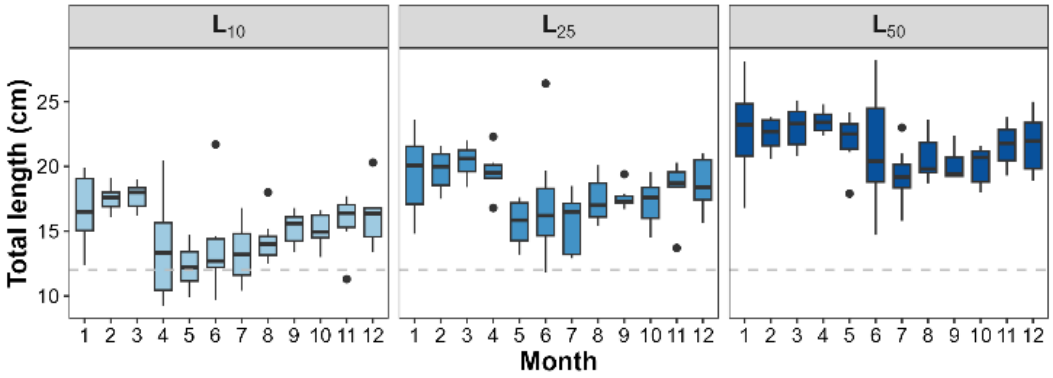


Figura 2. Variación mensual de los percentiles de talla de merluza. Se muestran los valores del percentil 10 (L_{10}), percentil 25 (L_{25}) y percentil 50 = mediana (L_{50}). Los boxplots representan la variabilidad interanual de cada mes.

El modelo GAM de presencia incluyó como variables predictoras la estructura espacial, la profundidad, la velocidad de la corriente de fondo, la estacionalidad y el año (Fig. 3). El modelo explicó el 59,6 % de la desviación, con un R^2 ajustado de 0,606 (AIC = 340,42). El componente espacial presentó un efecto significativo (edf = 4,96; χ^2 = 30,17; p < 0,001), evidenciando una marcada variabilidad espacial en la presencia de reclutas. La profundidad también mostró un efecto significativo (edf = 4,66; χ^2 = 54,77; p < 0,001), con una presencia de reclutas restringida en fondos de la plataforma continental, entre 80 y 150 m (Fig. 3). La velocidad de la corriente de fondo presentó asimismo un efecto significativo, aunque de menor magnitud y prácticamente lineal (edf = 1,00; χ^2 = 4,96; p < 0.05). La presencia de reclutas también varió significativamente entre estaciones, con diferencias entre primavera-invierno (p < 0,001), primavera-otoño (p < 0.001) y primavera-verano (p < 0.01), así como una diferencia interanual entre 2019-2025 (p < 0,05).

El modelo GAM de abundancia incluyó como variables predictoras la estructura espacial, la profundidad, la estacionalidad y el año (Fig. 4). El modelo explicó el 69,7 % de la desviación, con un R^2 ajustado de 0,23 (AIC = 1970,25). Tanto el componente espacial (edf = 13,22; F = 2,33; p < 0.01) como la profundidad (edf = 6,00; F = 3,15; p < 0.01) mostraron efectos significativos. La relación con la profundidad no fue lineal, observándose un incremento de la abundancia de reclutas hasta profundidades de 150–180 m, seguido de una disminución hacia profundidades mayores. La abundancia también mostró diferencias significativas entre estaciones, con diferencias entre verano-invierno (p < 0.001), verano-otoño (p < 0.001), primavera-invierno (p < 0.001) y primavera-otoño (p < 0.001). Asimismo, se observaron diferencias interanuales entre 2020-2022 (p < 0.05), 2020-2023 (p < 0.01) y 2020-2024 (p < 0.01).

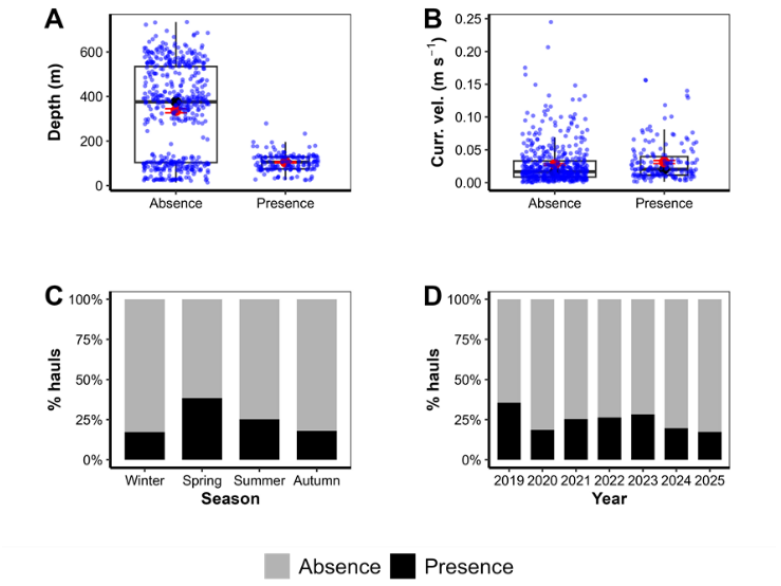


Figura 3. Variables predictoras incluidas en el modelo GAM de presencia de reclutas de merluza: (A) Profundidad, (B) Velocidad de la corriente de fondo, (C) Estación y (D) Año.

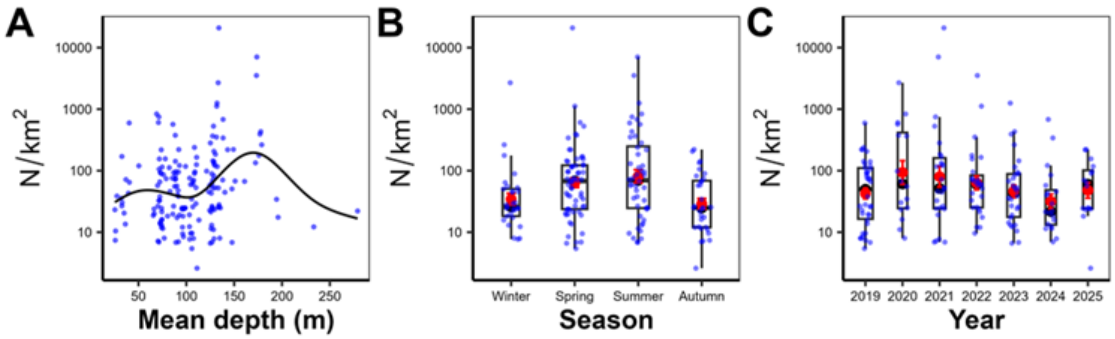


Figura 4. Variables predictoras incluidas en el modelo GAM de abundancia de reclutas de merluza: (A) Profundidad, (B) Estación y (C) Año.

La distribución espacial de las predicciones del modelo Hurdle mostró cuatro núcleos de elevada concentración de reclutas en la costa catalana, tres en el sector meridional y uno en el sector nororiental (Fig. 5). Los cuatro núcleos cumplieron con los tres criterios establecidos para su clasificación como PNA ya que presentaron abundancias mayores a 95,14 reclutas/Km^2 (P_{90}), una persistencia **≥ 80% y ≥ 3 años de muestreo. La PNA 1 presentó la mayor abundancia media con 621 reclutas/Km^2, una persistencia del 100% durante 5 años de muestreo y una profundidad media de 124 m. La PNA 2 presentó una abundancia media de 399** reclutas/Km^2, una persistencia del 80% durante 5 años de muestreo y una profundidad media de 162 m. La tercera PNA presentó una abundancia media de 184 reclutas/Km^2, una persistencia del 100% durante 5 años de muestreo y

una profundidad media de 134 m. Por último, la cuarta PNA mostró una abundancia media de 96,6 reclutas/Km^2, una persistencia del 80% durante 4 años de muestreo y una profundidad media de 90,3 m. En conjunto, las cuatro PNA se localizaron entre 88 y 196 m de profundidad.

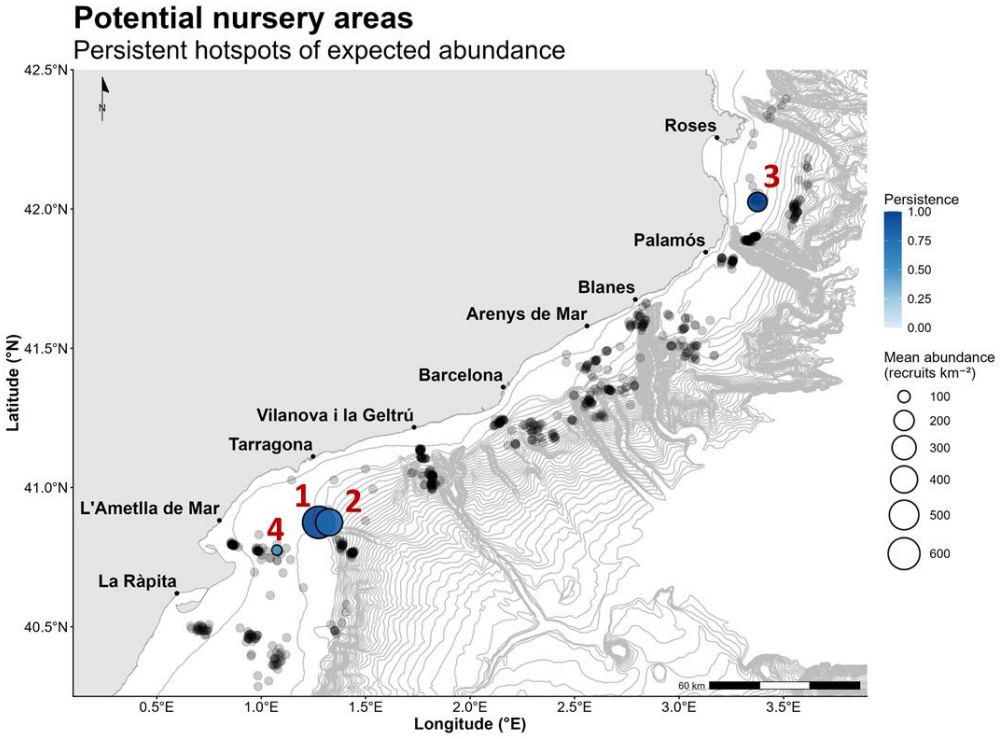


Figura 5. Distribución espacial de las cuatro áreas potenciales de *nursery* (PNA) ordenadas de 1 a 4 según su abundancia media predicha (**reclutas/Km^2)**.

El nMDS mostró una diferenciación parcial entre PNA y no PNA, con mayor concentración de las pescas dentro de PNA y mayor dispersión de las no PNA (Fig. 6). El test PERMANOVA mostró diferencias significativas entre ambos grupos ($F = 10,51$; $p = 0,001$) y, tras incorporar la profundidad, la variabilidad interanual y la estacionalidad se mantuvo significativo ($p < 0,001$). El test PERMDISP mostró diferencias significativas en la dispersión multivariante ($F = 40,93$; $p = 0,001$), indicando una mayor homogeneidad interna dentro del grupo PNA. El análisis SIMPER mostró una disimilitud media del 67,9% entre las comunidades de las PNA y las no PNA. Considerando las especies que contribuyeron al 40% acumulado de la disimilitud y que presentaron una abundancia media significativamente mayor en las PNA ($p < 0,05$), se identificaron siete especies. *Alcyonium palmatum* presentó la mayor contribución individual a la disimilitud (4,52%), seguida de *Astropecten irregularis* (3,74%), *Plesionika heterocarpus* (3,73%), *Capros aper* (2,87%), *Leptometra phalangium* (2,67%), *Illex coindetii* (2,52%) y *Helicolenus dactylopterus* (1,74%).

El análisis IndVal, realizado sobre el conjunto de la comunidad, identificó 73 especies con asociaciones significativas, de las cuales 53 estuvieron asociadas a las PNA y 20 a las NPA. Entre las especies con mayor asociación con las PNA destacaron *Parapenaeus longirostris* (0,819), *Astropecten irregularis* (0,817), *Capros aper* (0,797), *Trigla lyra* (0,791), *Leptometra phalangium* (0,790), *Helicolenus dactylopterus* (0,787) y Phycis blennoides (0,781), reflejando una elevada combinación de especificidad y fidelidad hacia las PNA.

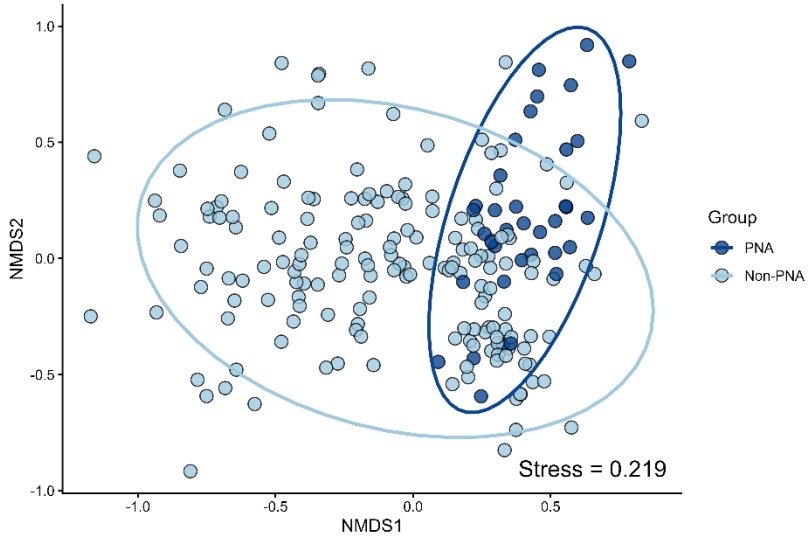


Figura 6. Ordenación nMDS de la composición de especies de la comunidad entre pescas clasificadas como PNA y no PNA.

Discusión y conclusiones

Los resultados obtenidos muestran que el reclutamiento de *Merluccius merluccius* en la costa catalana presenta una marcada variabilidad espacial y temporal. La distribución de tallas evidenció una incorporación constante de reclutas a lo largo del año con picos estacionales de máxima abundancia durante la primavera y el verano. Este patrón es consistente con la dinámica de reclutamiento descrita previamente para el Mediterráneo noroccidental, con mayores abundancias de reclutas durante la primavera y el verano (Recasens et al., 1998; Goñi et al., 2004; Morales-Nin & Moranta 2004. El inicio de la primera señal de reclutamiento se detectó a finales de invierno, seguido de un incremento de las abundancias durante los meses de primavera y verano y un desplazamiento hacia tallas mayores a lo largo del año. Esta distinción es relevante dado que la presencia de individuos pequeños puede prolongarse durante diferentes estaciones y las distribuciones de tallas se desplazan progresivamente hacia valores mayores como consecuencia del crecimiento. El análisis de los percentiles de talla mostró un descenso marcado del percentil 10 (L_{10}) a partir de abril, con una elevada variabilidad interanual, mientras que los valores más bajos se registraron en mayo y junio. Esta disminución también se observó en el L_{25} a partir de mayo, evidenciando que el desplazamiento hacia tallas menores no se limitó únicamente al extremo inferior de la distribución, sino que la aparición de reclutas tuvo un efecto relevante en la composición de tallas de la población.

El **GAM de presencia** mostró que la distribución de los reclutas estuvo principalmente estructurada por la **posición espacial, la profundidad, la estación y, en menor medida, la velocidad de la corriente de fondo.** La elevada capacidad explicativa del modelo, que explicó el 59,6 % de la desviación, indica que estos factores permiten

caracterizar una parte importante de la variabilidad en la probabilidad de encontrar reclutas. La fuerte contribución de la estructura espacial pone de manifiesto que la presencia de reclutas no se distribuye homogéneamente a lo largo de la costa catalana, sino que existen áreas con una mayor probabilidad de aparición. Este resultado concuerda con la distribución espacialmente heterogénea de las áreas de *nursery* descritas para el Mediterráneo, donde se han identificado zonas de concentración relativamente persistentes en diferentes sectores de la cuenca (Druon et al., 2014; Paradinas et al., 2015). La **profundidad** constituyó otro de los factores más relevantes. La probabilidad de presencia de reclutas se concentró principalmente entre **80-150 m**, mientras que el modelo de abundancia mostró un máximo alrededor de **150-180 m**. Esta diferencia entre la distribución de la presencia y la de la abundancia resulta relevante, ya que sugiere que las condiciones asociadas a la aparición de reclutas no son necesariamente idénticas a aquellas que favorecen su acumulación en mayores densidades. En conjunto, estos resultados son coherentes con la localización de las principales áreas de *nursery* de *merluza* en la plataforma exterior y el margen de la plataforma, entre **100 y 200 m** de profundidad (Recasens et al., 1998; Goñi et al., 2004; Druon et al., 2014; Ligas et al., 2014). La velocidad de la corriente de fondo mostró una relación lineal negativa con la presencia de reclutas, de modo que la probabilidad de encontrar reclutas disminuyó a medida que aumentó la velocidad de la corriente, lo que concuerda con el modelo de hábitat desarrollado por Druon et al. (2015). La ausencia de algunas variables ambientales en los modelos finales no implica necesariamente una falta de relevancia ecológica para el reclutamiento. La inclusión de la estacionalidad mejoró el ajuste del modelo, mientras que la elevada colinealidad entre profundidad y las variables de temperatura y salinidad de fondo indicó una importante redundancia entre predictores. Asimismo, la profundidad y la estructura espacial pudieron recoger parte de la variabilidad asociada a las condiciones oceanográficas. Por tanto, una vez consideradas estas fuentes de variación, las restantes variables ambientales no aportaron suficiente información explicativa independiente para mejorar el ajuste del modelo, aunque ello no implica que carezcan de importancia ecológica.

Las cuatro áreas potenciales de *nursery* (PNA) presentaron abundancias medias superiores al percentil 90 y una persistencia elevada entre años, así como un rango batimétrico global entre 88 y 196 m. La persistencia interanual resulta especialmente relevante, ya que permite distinguir estas áreas de concentraciones puntuales asociadas a un único año o episodio de reclutamiento. En este sentido, las PNA identificadas representan zonas donde la presencia de elevadas abundancias de reclutas se repite a lo largo del periodo estudiado, lo que constituye una característica necesaria para ser considerada área con una función potencial de *nursery*. La distribución de estas PNA coincide con el intervalo batimétrico en el que se han descrito concentraciones importantes de juveniles de merluza en el Mediterráneo occidental (Recasens et al., 1998; Maynou et al., 2003; Morales-Nin & Moranta, 2004). Esta coincidencia no demuestra por sí misma una función de *nursery*, pero proporciona evidencia espacial complementaria a los resultados de los GAM. En particular, la combinación de elevada abundancia, persistencia interanual y localización en la plataforma exterior y zonas próximas al borde de plataforma sugiere que estas áreas son especialmente relevantes para el mantenimiento del reclutamiento local.

El análisis de la comunidad demersal y bentónica proporcionó una caracterización ecológica adicional de estas áreas. La diferenciación significativa en la composición de especies entre ambas áreas y la mayor homogeneidad interna de las PNA sugieren una estructura comunitaria espacialmente más consistente, lo que podría ser coherente con la mayor persistencia de reclutas observada dentro de las PNA. Las especies que más contribuyeron a la diferenciación entre ambas áreas también aportan información sobre las características de estos ambientes. En particular, *Capros aper*, *Helicolenus dactylopterus y Leptometra phalangium* han sido

descritas conjuntamente con *M. merluccius* en comunidades asociadas al borde de plataforma, donde se han registrado elevadas abundancias de reclutas y juveniles de merluza (Colloca et al. 2004). En consecuencia, la presencia conjunta de estas especies en las PNA de la costa catalana sugiere que estas áreas comparten determinadas características ecológicas con ambientes de borde de plataforma previamente reconocidos como productivos. El antozoo *Alcyonium palmatum* fue la especie que más contribuyó a la diferenciación entre las dos áreas. Esta especie forma parte de comunidades epibentónicas de fondos circalitorales y ha sido descrita como elemento estructurante de determinados hábitats bentónicos del Mediterráneo (Terribile et al., 2016). La comparación entre ambos análisis evidenció una conexión clara para *Astropecten irregularis*, *Capros aper*, *Leptometra phalangium* e *Helicolenus dactylopterus*, que, además de contribuir significativamente a la diferenciación entre áreas, presentaron una elevada especificidad y fidelidad a las PNA. En conjunto, estos resultados indican que las PNA no solo presentan una composición de la comunidad diferente, sino que además se caracterizan por un conjunto de especies fuertemente asociadas, lo que indica la existencia de una comunidad con características ecológicas propias.

En conclusión, la coincidencia entre los resultados de los modelos espaciales, la persistencia de las concentraciones y la composición de las comunidades permite plantear que las cuatro PNA identificadas constituyen áreas potenciales de *nursery* de *M. merluccius* en la costa catalana. Esta interpretación se basa en varios indicadores independientes: (1) una elevada probabilidad de presencia de reclutas en determinadas zonas, (2) una mayor abundancia en un intervalo batimétrico concreto, (3) la persistencia interanual de concentraciones elevadas y (4) la asociación con comunidades demersales y bentónicas características de ambientes de plataforma exterior y borde de plataforma. Desde una perspectiva aplicada, la identificación de estas áreas resulta relevante para la gestión espacial de la pesquería de merluza en la costa catalana. Además, su localización proporciona una base espacial para evaluar medidas de gestión dirigidas a reducir la mortalidad pesquera sobre las primeras etapas de vida. Finalmente, la consideración conjunta de la distribución de reclutas y de las características de las comunidades asociadas puede contribuir a una delimitación más ecológicamente informada de áreas prioritarias, en línea con trabajos previos que han evaluado el establecimiento de áreas restringidas a la pesca para proteger hábitats esenciales de los reclutas de merluza en el mediterráneo noroccidental (Khoukh & Maynou, 2018).

Bibliografía

Colloca, F., Carlucci, R., Gramitto, M.E., Giannoulaki, M., Belluscio, A., Spedicato, M.T. & Sion, L. (2004). A critical habitat for Mediterranean fish resources: Shelf-break areas with *Leptometra phalangium* (Echinodermata: Crinoidea). *Marine Biology*, 145, 1129–1142. https://doi.org/10.1007/s00227-004-1405-8

Druon, J.-N., Fiorentino, F., Murenu, M., Knittweis, L., Colloca, F., Osio, G.C., Mérigot, B., Garofalo, G., Mannini, A., Jadaud, A., Sbrana, M., Scarcella, G., Tserpes, G., Peristeraki, P., Carlucci, R. & Heikkonen, J. (2015). Modelling of European hake nurseries in the Mediterranean Sea: An ecological niche approach. *Progress in Oceanography*, 130, 188–204. https://doi.org/10.1016/j.pocean.2014.11.005

Hidalgo, M., Massutí, E., Moranta, J., Cartes, J., Lloret, J., Oliver, P. & Morales-Nin, B. (2008). Seasonal and short spatial patterns in European hake (*Merluccius merluccius* L.) recruitment process at the Balearic Islands (western Mediterranean): The role of environment on distribution and condition. *Journal of Marine Systems*, 71, 367–384. https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2007.03.005

Khoukh, M. & Maynou, F. (2018). Spatial management of the European hake *Merluccius merluccius* fishery in the Catalan Mediterranean: Simulation of management alternatives with the InVEST model. *Scientia Marina*, 82(S1), 175–188. https://doi.org/10.3989/SCIMAR.04748.18

Ligas, A., Colloca, F., Lundy, M.G., Mannini, A., Sartor, P., Sbrana, M., Voliani, A. & Belcari, P. (2015). Modeling the growth of recruits of European hake (*Merluccius merluccius*) in the northwestern Mediterranean Sea with generalized additive models. *Fishery Bulletin*, 113(1), 69–81. https://doi.org/10.7755/FB.113.1.7

Maynou, F., Lleonart, J. & Cartes, J.E. (2003). Seasonal and spatial variability of hake (*Merluccius merluccius* L.) recruitment in the NW Mediterranean. *Fisheries Research*, 60, 65–78. https://doi.org/10.1016/S0165-7836(02)00062-0

Morales-Nin, B. & Moranta, J. (2004). Recruitment and post-settlement growth of juvenile *Merluccius merluccius* on the western Mediterranean shelf. *Scientia Marina*, 68, 399–409. https://doi.org/10.3989/scimar.2004.68n3399

Paradinas, I., Conesa, D., Pennino, M.G., Muñoz, F., Fernández, A.M., López-Quílez, A. & Bellido, J.M. (2015). Bayesian spatio-temporal approach to identifying fish nurseries by validating persistence areas. *Marine Ecology Progress Series*, 528, 245–255. https://doi.org/10.3354/meps11281

Recasens, L., Lombarte, A., Morales-Nin, B. & Torres, G.J. (1998). Spatiotemporal variation in the population structure of the European hake in the NW Mediterranean. *Journal of Fish Biology*, 53, 387–401. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1998.tb00988.x

Terribile, K., Evans, J., Knittweis, L. & Schembri, P.J. (2016). Maximising MEDITS: Using data collected from trawl surveys to characterise the benthic and demersal assemblages of the circalittoral and deeper waters around the Maltese Islands (Central Mediterranean). *Regional Studies in Marine Science*, 3, 163–175. https://doi.org/10.1016/j.rsma.2015.07.006

Contribución al patrimonio pesquero inmaterial: caladeros tradicionales en el Golfo de Alicante

Amadeu Ros Torres[1], Ignacio Soler Martinez[2], Ramón Orts Manarel[3], ´Alfonso A. Ramos Esplá[4]

[1] Cofradia de Pescadores de Xàbia, Puero Pesquero de Xàbia (Alicante).
[2] Kongsberg Discovery Spain, La Vila Joiosa (Alicante).
[3] CIPFP Politécnico Marítimo-Pesquero del Mediterráneo, Muelle Pesquero s/n, Alicante
[4] Centro de Investigación Marina de Santa Pola (CIMAR), Universidad de Alicante

Introducción

Los caladeros, como su nombre indica, son zonas donde los pescadores calan sus artes y aparejos debido a la presencia y/o concentración de un determinado recurso pesquero (peces, cefalópodos, crustáceos). Son fruto del conocimiento empírico del propio pescador, trasmitido de generación y generación y conservado en nuestros días, y forman una parte importante del patrimonio inmaterial de los pueblos marineros. Por otro lado, representan una fuente de información valiosa del conocimiento ecológico local ('local ecological knowledge'), particularmente, dentro del enfoque ecosistémico de las pesquerías y la necesaria colaboración ente los pescadores y científicos (Guijarro *et al.* 2020). Además, se deben considerar como unidades de gestión en la planificación del espacio marino (UNESCO-COI/CE, 2021), que contempla una zonificación y compatibilidad de los diferentes usos en la mar (pesca profesional y recreativa, áreas marinas protegidas, "refugios de pesca", acuicultura, campos de aerogeneradores, navegación, explotación minera…).

En lo que respecta a la zona de estudio, el Golfo de Alicante (entre los cabos San Antonio y Palos) tiene una longitud de costa de unos 250 km, con una compleja morfología submarina, donde los afloramientos rocosos son abundantes y se asocian al Sistema Bético y formaciones volcánicas (Rey & Medialdea, 1989; Acosta *et al.* 2013). Su plataforma continental varía entre 15 km (frente a los cabos de Palos y La Nao) y 45 km (frente a Villajoyosa) con una rotura de pendiente sobre los 140 m de profundidad. En la plataforma, destaca la presencia de una sucesión de barras rocosas paralelas a la costa que corresponden a antiguas playas cuaternarias fósiles y relacionadas con la evolución del perfil litoral durante los periodos glaciares (Rey *et al*. 1999). En su talud continental aparecen dos importantes cañones (Alicante, Benidorm) y algunos montes submarinos (Würtz, 2012; Gómez-Ballestero *et al.* 2015).

Los sedimentos se caracterizan por una gran variedad granulométrica (Rey *et al.* 1999). Las praderas de *Posidonia oceanica* y barras rocosas originan depósitos de grava organógena y arena gruesa, con el desarrollo de lechos de rodolitos. Con el aumento de profundidad se da paso a sedimentos más finos arenoso-fangosos y fango-arenosos, apareciendo fondos de grava fangosa en la rotura de pendiente de la plataforma; los fangos predominan a partir de 100m de profundidad (Fig. 1).

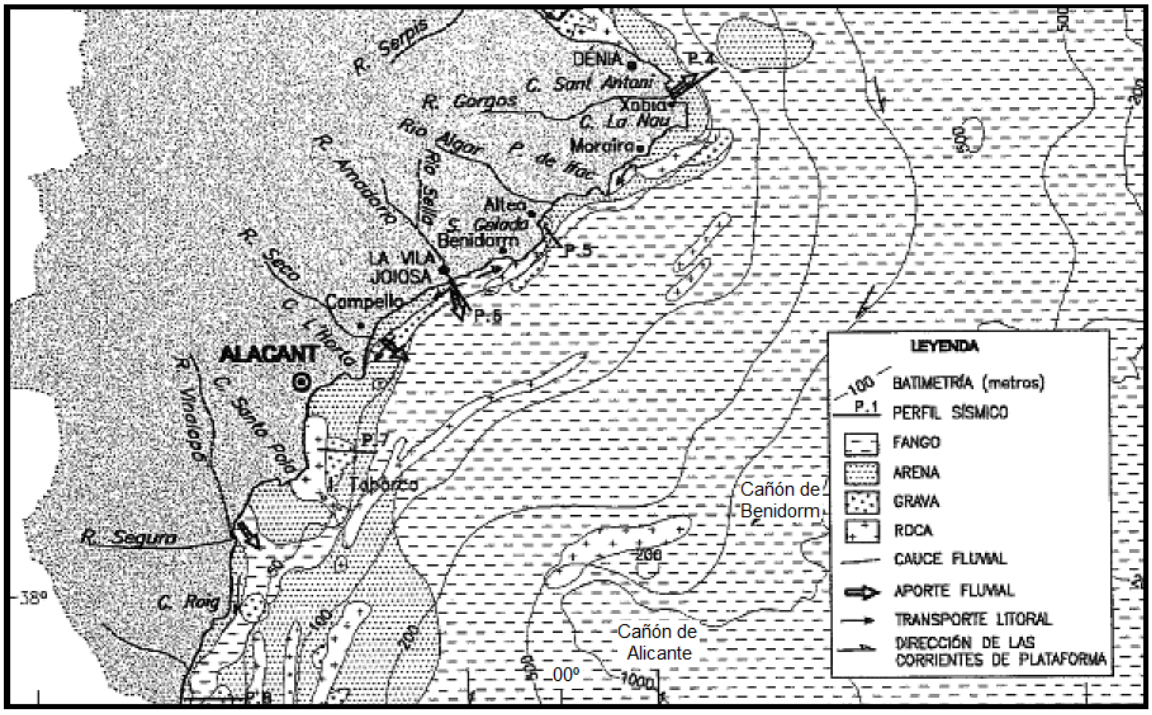


Figura 1. Distribución de las barras rocosas y sedimentos en la zona de estudio (según Rey *et al.* 1999).

En el presente estudio, nos centraremos en los caladeros demersales, donde cada nombre lleva asociado, aparte de su localización y batimetría, una caracterización de los diversos fondos en función de su naturaleza (roca, fango, arena) y morfología (barras rocosas, hoyas de fango…), hábitats (alguers, oliveres, cadelers…) y un léxico variado de otros nombres.

Material y métodos

A pesar de su importancia, en la literatura científica hay una relativa escasez de información al respecto. Por ello, para el inventariado de caladeros, nos hemos basado en cuatro fuentes de información: i) entrevistas a los pescadores profesionales artesanales y de arrastre; ii) fondos documentales, basados en cuadernos de mar, registros en GPS-plotter, cartas de pesca y derroteros; iii) literatura 'gris' (tesis, tesinas, informes técnicos, publicaciones de índole regional y local), particularmente, talassionimias (Sempere & Mas, 2022); y iv) páginas web. Se han conservado los nombres vernáculos en valenciano.

Evolución histórica

Los caladeros se han ido ampliando conforme la navegación y la situación en la mar se han ido desarrollando. Los primeros caladeros en la época de la vela eran costeros y se situaban en enfilaciones con señas a la costa y montañas (Fig. 2A-B) y escandallo, donde el patrón lo registraba en su memoria o en su cuaderno de mar y, posteriormente, en cartas de pesca (Fig. 2C). Con el desarrollo de los motores y aumento de la potencia, aparición de las ecosondas (Fig. 2D) y mejoras en los equipos de situación (radar, Decca), los pescadores buscaron nuevos caladeros y recursos cada vez más lejanos y profundos. Dichos caladeros se reflejaban en las cartas marinas con la demora y la distancia al puerto base. En la actualidad, se ha producido una revolución con la aparición del GPS-plotter, ecosondas multihaz (3D, Fig. 2E) y desarrollo de programas de navegación y situación como el Olex.

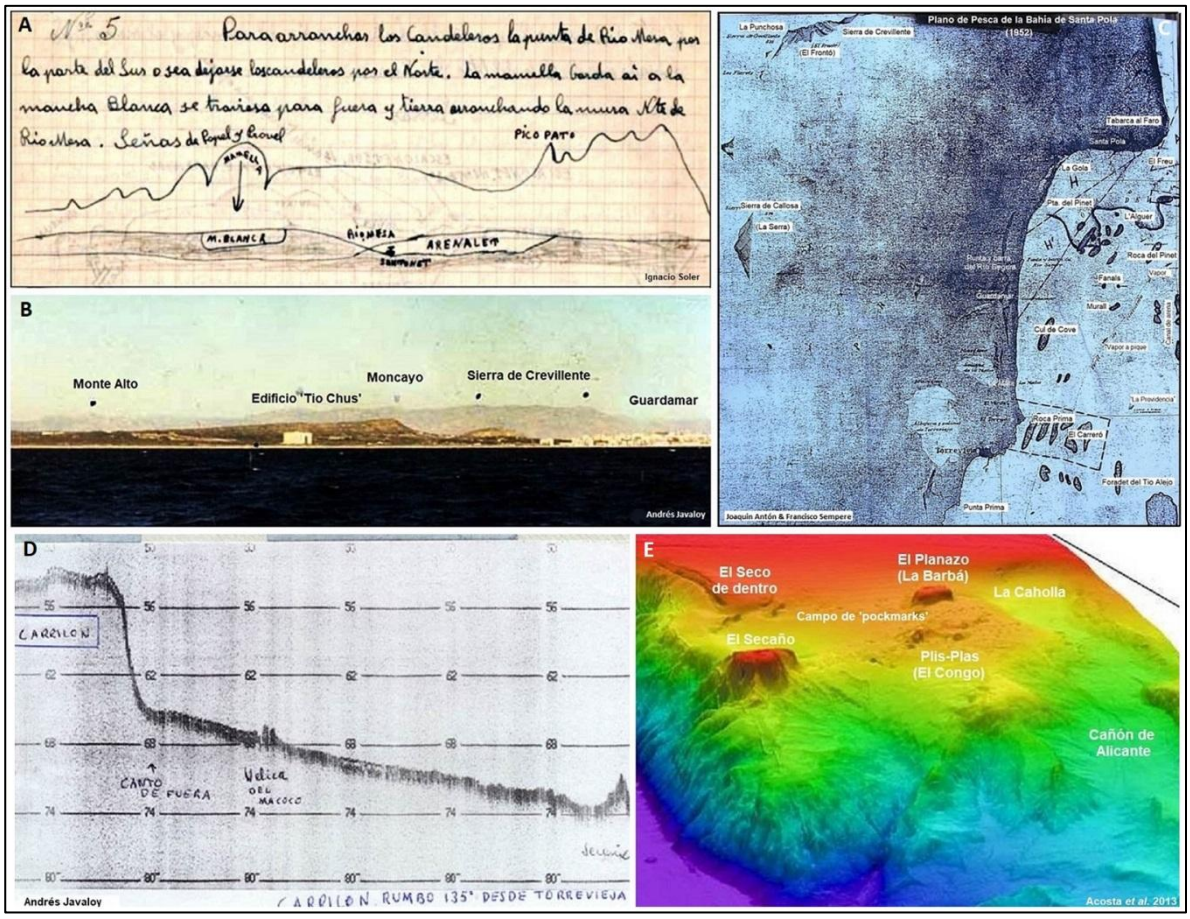


Figura 2. Evolución en la localización y situación de los calaros: (A) anotaciones en el cuaderno de las señas y enfilaciones; (B) señas maestras o principales (montañas) y de costa o secundarias (edificios); (C) Plano de Pesca de la Bahía de Santa Pola (1952); (D) ecosonda monohaz; (E) ecosonda multihaz. Fuentes: (A) Ignacio Soler; (B y D) Andrés Javaloy; (C) Cofradía de Pescadores de Santa Pola;(E) Juan Acosta.

Los nombres

El origen de los nombres de los caladeros es muy variado, dependiendo de la morfología y el tipo de fondo, formas, especies, maniobras, personas, hechos históricos y otros de diversa índole (Fig. 3). Hasta el presente, se han podido inventariar y localizar 108 caladeros, de los cuales un 27% se sitúan en la franja batimétrica 0-50 m y corresponden a la pesca artesanal, un 56% en fondos de 50 a 200 m, correspondiendo al arrastre costero y pesca artesanal; y un 21% superiores a 200m de profundidad (arrastre de fondo, naseras, palangre de fondo). No obstante, hay otros caladeros que conocemos su nombre, pero la situación exacta es guardada celosamente por los pescadores. Otros están duplicados ya que pueden tener diversa denominación según la zona pesquera.

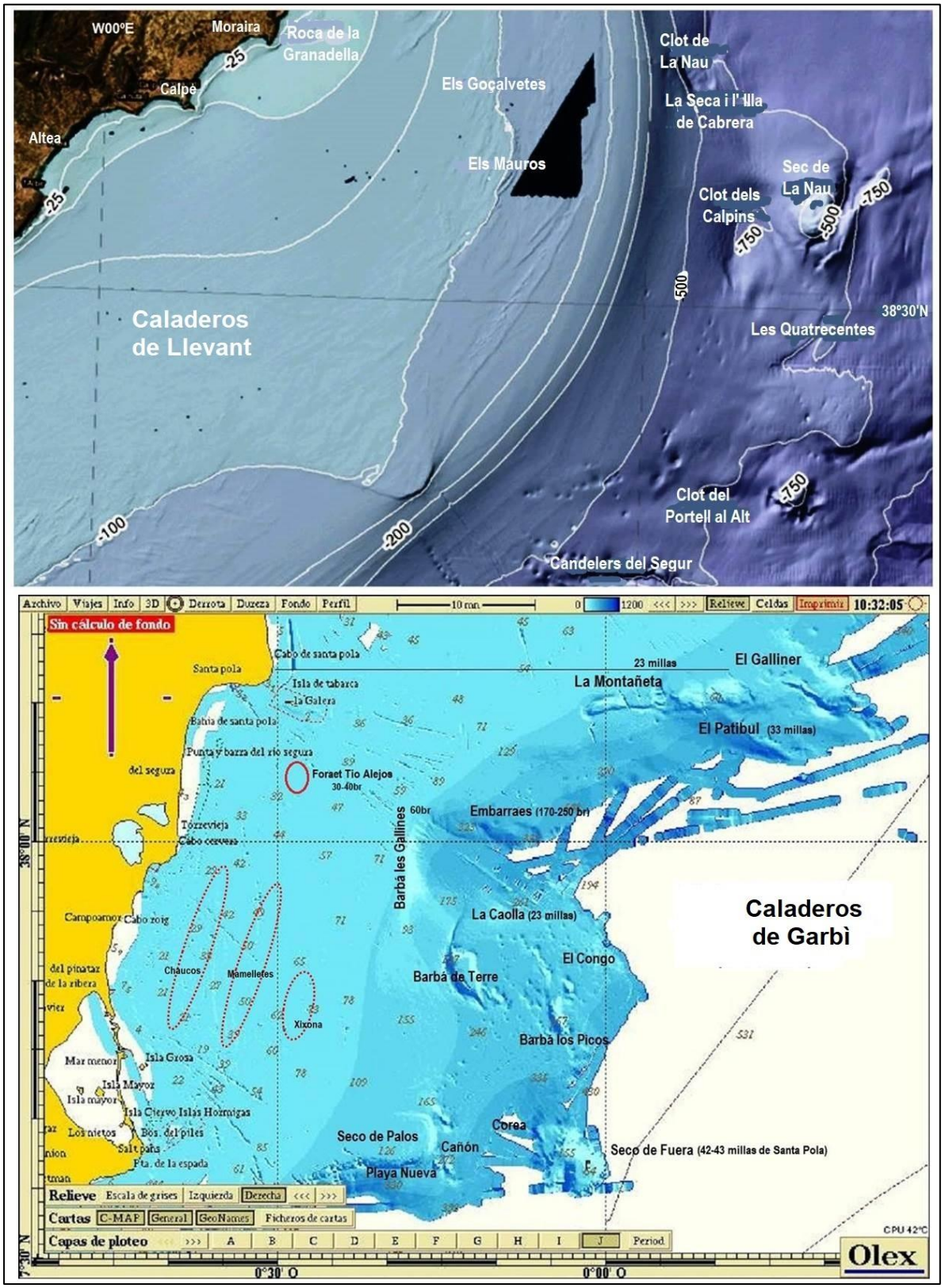


Figura 2. Algunos caladeros del Golfo de Alicante de Llevant (superior) y de Garbí (inferior). Cartografía base: l Mº de Agricultura, Pesca y Alimentación (superior). Olex (SIMRAD) (inferior).

a) Naturaleza y morfología del fondo: Los nombres que más predominan se refieren a la naturaleza (roca, arena,

fango) y morfología del fondo (barras, montes, depresiones). Denominaciones tales como 'Les Lloses', 'Els Farallons', 'El Castell de Ferro', 'Els Muralls'… hacen referencia a las barras rocosas sumergidas entre 0 y 120m de profundidad, observándose una continuidad batimétrica de Norte Sur. Los nombres de Piedras, Rocas y Secs se refieren a formaciones rocosas aisladas en el fondo, normalmente, las piedras y rocas ('Pedra del Cap de l'Horta, 'Roca de Toix', 'Roca del Pinet'…) son de menor tamaño que los Secos que son montes submarinos ('Sec de la Nau', 'Sec de Palos', 'Sec del Patíbul').

Por otro lado, existen depresiones que se denominan, por orden de tamaño, 'hoyos' ('Hoyo del Pardo'), 'clots' (Clot de la Nau) y 'forats' (Foradet de TioAlejo). Hay un extenso caladero frente a Villajoyosa, denominado 'La Clotada', entre 190 y 210m de profundidad. Oro apelativo son 'Els Barrancs' ('El Barranc de l'Ase' o barranco del asno). También, los pescadores de gamba roja (*Aristeus antennatus*) detectan los campos de 'pockmarks', denominándolos fondos en 'V' por su registro en el ecosonda.

b) Organismos: Otra fuente de inspiración son los organismos del fondo, sean formadores de hábitat o un recurso frecuente en la zona. Así, encontramos fondos d'alguer (pradera de *Posidonia oceánica*, Fig. 4A), 'gramín' (céspedes de *Cymodocea nodosa*), 'crespellar' o cascajo (algas rojas calcáreas libres o rodolitos; Fig. 4B), 'oliveras' (gorgonias de roca, Fig. 4C), 'candelers' (candeleros o corales blancos en roca, Fig. 4D), 'rameta puntxosa' (*Isidella elongata* en fondos de fango compacto), o 'canyamisa o espart' (*Funiculina quadrangularis*, en fango blando) (Fig. 4E). Además, hacen una distinción de los fondos con *Leptometra phalangium*, denominándolos 'polas'. También, los fondos de roca con gorgonias reciben los nombres de 'Vinyeta' (viña) y 'Jonquer' (juncal). Dentro de lo 'algueros', los pescadores artesanales hacen distinciones de la pesca entre los canales de arena ('varias'), frentes de pradera ('timbas') y sobre la mata ('entina' o 'antina').

Por su abundancia, algunos recursos dan nombre a determinados caladeros. 'La 'Barbá de les Gallines', 'El Galliner' y 'Pollaques' (gallinas), fondos con escopénidos como la gallina, escórpora o cap-roig (*Scorpaena scrofa*), y más profundos con la gallineta, panagall o pollo (*Helicolemus dactylopterus*). Otras especies, como 'la Correguda del Polp' (*Octopus vulgaris),* 'El Clot dels Calamars' (*Loligo vulgaris*), El Llagoster' (*Palinurus elephas*), 'Roca del Congre' (*Conger conger*), 'La Moixina 'o boca-negra (*Galeus melanostomus*).

c) Personas o gentilicios: Basados en personas que descubrieron el caladero o población que los usa, como 'La Roca dels Felius' (frente al Cabo de la Nao); 'El Foradet del Tío Alejo' (frente a Guardamar); 'Los Marianos', 'Gonçalvets' y 'El Clot dels Calpins (frente a Calpe), 'La Mar dels Campelleros' (frente al Campello).

d) Forma o semblanza: Como 'El Sec del Patíbulo' (monte alargado), 'El Puro' (cono volcánico),' El Rulo' (forma circular), 'Les Punxes' (fondo muy irregular), 'Monegres Forques' (en forma de tenedor), 'Cul de Cove' (culo de capazo), 'La Creueta', o la 'Mitja Paella.

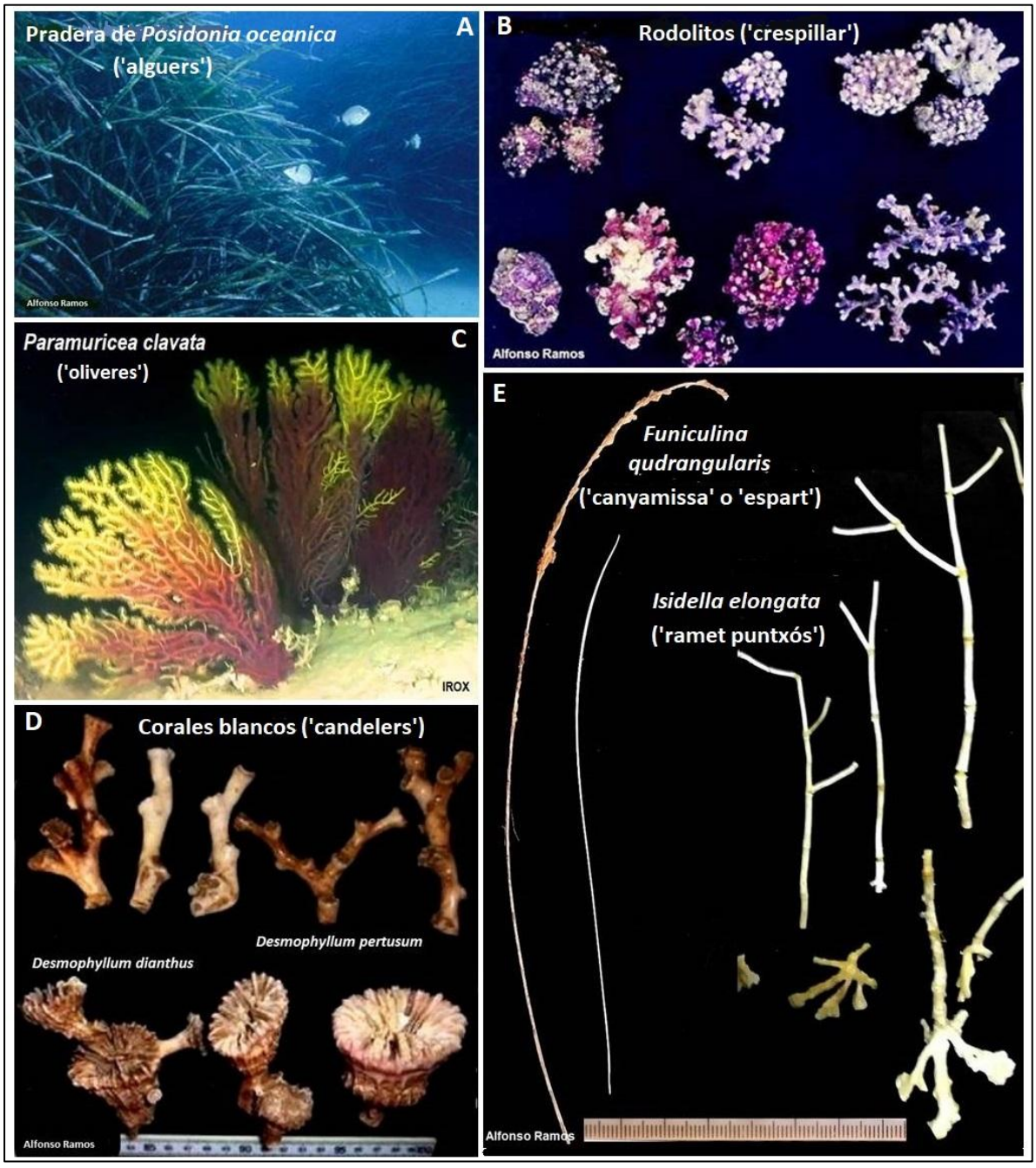


Figura 4. Organismos formadores de hábitats en los caladeros: (A) pradera de *Posidonia oceanica* ('alguers'); (B) rodolitos o maërl ('crespillar'); (C) gorgonia *Paramuricea clavata* ('olivera' de *roca'); (D) corales blancos ('candelers'); (E) Funiculina quadrangularis ('canyamissa' o 'espart'); Isidella* elongata o 'coral bambú' ('ramet punxós'). Fuente de los autores.

e) Maniobras y enganches (principalmente, en la pesca de arrastre): 'La Revirá', cambio de rumbo frente a obstáculos (secos, rocas, pecios, talud…), 'El Quadre' (arrastre en forma de cuadrado), o 'La Ensaimada' (zona donde calan los naseros en espiral). Un nombre frecuente, es el de 'Embarres', lugares donde se ha enganchado el arte.

f) Otros: Nombres fruto de acontecimientos bélicos ('Corea', 'El Congo', 'Vietnam'); batimetría, 'Els Quaranta' (40 brazas) y Els 'Quatrecentes' (400 brazas); estados de ánimo ('Els Cabrons', 'El Loco'); incluso eróticos, como

los pechos (‘La Mamella’, Els Mamelletes), por su forma en el ecosonda.

Agradecimentos

Los autores quieren expresar su agradecimiento a todos los pescadores que han colaborado en este estudio. En especial a Andres Javaloy por su amabilidad en permitir que usemos alguna de sus fotografías en www.pescatorrevieja.com .

Bibliografía

Acosta, J., Fontán, A., Muñoz, A., Muñoz-Martín, A., Rivera, J. & Uchupi, E. 2013. Th morpho-tectonic setting of the Southeast margin of Iberian and the adjacent oceanic Algero-Balearic Basin. *Marine and Petroleum Geology*, 45: 17-41.

Antón Meléndez, J. & Sempere Meléndez, F. 1952. *Plano de Pesca de la Bahía de Santa Pola (Alicante).* Escuela Profesional de Pesca, Santa Pola.

Guijarro, B., Massutí, E. & Sánchez-Lizaso, J.L. (2020). Problemas y necesidades de la investigación pesquera en el Mediterráneo español. *XII Foro Científico de la Pesca Española en el Mediterráneo*, Publ. Universidad de Alicante, 135-137.

Javaloy, A. (2020). Fondos marinos desde Cabo Huertas a Cabo de Palos (www.pescatorrevieja.com).

Rey, J. & Medialdea, T. (1989), Los sedimentos cuaternarios superficiales del margen continental español. Publicaciones Especiales Instituto Español de Oceanografía, Nº 3, 1-29.

Rey, J., Fernández-Salas, L.M. y Blázquez, A.M. (1999). Identificación de las unidades morfo-sedimentarias cuaternarias en la plataforma inerna del litoral del País Valenciano: el rol de los factores morfoestructurales y eustáticos. *Geología i Quaternari litoral.* Memorial M.P. Fumanal: 403-418.

Sempere Llinares, M.A. & Mas i Miralles, A. (2022). Els noms de la mar. Aproximació a la talassonímia del Sud del Mitjorn Valencià. *Actes XIV Jornada d’Onomastica AVL*, 139-188.

UNESCO-COI/CE. (2021). *Guía internacional de MSPglobal sobre planificación espacial marina/marítima*. Paris, UNESCO-Comisión Oceanográfica Intergubernamental. Manuales y guias de la COI no 89).

Diferencias regionales en las capturas de cigala, *Nephrops norvegicus:* hábitat y oceanografía

Mireia G. Mingote[1,2,3], Clara Casals[1,2], Frédéric Cyr[4], Emilio García-Ladona[1,2], Pere Puig[2], Ricardo Santos-Bethencourt[1,2], Marta Carretón[1,2], Joan Sala-Coromina[1,2,3], Jordi Ribera-Altimir[1,2,3], Marta Blanco[1,2], Jordi Isern-Fontanet[1,2], Eve Galimany[1,2], Joan B. Company[1,2]

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

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

[3] Departament de dinàmica de la terra i l'oceà, Facultat de Ciències de la Terra, Universitat de Barcelona, Martí i Franqués, s/n, 08028 Barcelona, Espanya.

[4] Centre for Fisheries Ecosystem Research, Fisheries and Marine Institute of Memorial University, 155 Ridge Road, St. John's, Newfoundland and Labrador, A1C 5R3, Canada.

1. Introducción

Las condiciones oceanográficas presentan una variabilidad natural en múltiples escalas temporales, a la que se añade la señal derivada del cambio climático antropogénico: calentamiento, cambios en la circulación y alteración de la disponibilidad de oxígeno y nutrientes en el océano (Rhein et al., 2013). Estos cambios afectan a las especies marinas tanto a nivel de organismo como de población, provocando redistribuciones hacia latitudes o profundidades más adecuadas a sus necesidades fisiológicas (Perry et al., 2005; Pinsky et al., 2020). El Mediterráneo es una de las regiones consideradas como *hotspot* del cambio climático (Giorgi, 2006), con tasas de calentamiento documentadas de 0.35-0.37 °C por década en las últimas cuatro décadas (Pastor et al., 2020; Pisano et al., 2020), y con episodios recientes, y particularmente intensos, de calentamiento y salinización de sus aguas intermedias (Margirier et al., 2020).

En el Mediterráneo, la cigala, *Nephrops norvegicus*, es un crustáceo decápodo bentónico que habita principalmente en el talud superior, entre 300 y 600 m de profundidad (Abelló et al., 2002; Maynou & Sardà, 1997), y que tolera un rango térmico entre 6.4 y 17.3 °C (Johnson et al., 2013). Es uno de los recursos demersales de mayor valor en las pesquerías mediterráneas (Sardà, 1998) y está incluido, junto al salmonete, la merluza, la gamba roja y la gamba blanca, en el Plan Plurianual para el Mediterráneo Occidental (WMMAP, Reglamento COM/2018/0115) de la Unión Europea. En el Mediterráneo noroccidental, sus capturas han caído de forma marcada en la última década (ICATMAR, 2025).

Mingote et al. (2026) analizó más de cinco décadas de desembarcos de cigala en la subárea geográfica 6 (GSA 6) de la FAO-CGPM, combinando datos pesqueros con funciones ortogonales empíricas (EOF) de temperatura, salinidad y corrientes a distintas profundidades. El resultado principal de ese estudio fue que el calentamiento y la salinización de las aguas intermedias del Mediterráneo noroccidental (Margirier et al., 2020), considerando los 400 m como una profundidad de referencia del hábitat de la cigala estaba fuertemente anti-correlacionado con los desembarcos y los desembarcos por unidad de esfuerzo (LPUE, de ahora en adelante) de esta especie.

Este patrón de calentamiento y salinización generalizados de las aguas intermedias está también vinculado a un debilitamiento de la convección invernal y a la acumulación de Agua Levantina Intermedia (LIW) más cálida y salada desde 2014 (Margirier et al., 2020) que podría afectar al hábitat y a la productividad de la cigala.

Ese análisis trató la GSA 6 como una única unidad espacial, pero permitió plantear una pregunta complementaria de si este mecanismo ocurría de la misma manera en todo el Mediterráneo español, o si existía un gradiente espacial N-S en la magnitud con la que el calentamiento de las aguas intermedias afecta al hábitat y a la productividad de la cigala. El objetivo de este trabajo es, por tanto, identificar los factores oceanográficos que puedan contribuir en este gradiente, y evaluar si los cambios recientes en las condiciones termohalinas del agua intermedia pueden explicar mejor las diferentes tendencias de capturas de esta especie considerando una distribución regional.

2. Materiales y métodos

2.1. Área de estudio

El área de estudio comprende el margen continental del Mediterráneo español, desde el Golfo de León (extremo NE) hasta el mar de Alborán (extremo SO). Dentro de esta franja se definieron seis regiones, delimitadas mediante polígonos ajustados a los caladeros reales de la flota de arrastre, numeradas de norte a sur de la Región 1 a la Región 6 (Figura 1).

2.2. Datos de capturas y esfuerzo pesquero

Los datos de capturas y esfuerzo proceden del sistema de localización de buques (*Vessel Monitoring System*, VMS) de la flota de arrastre de fondo, para el periodo 2008-2024, tratados siguiendo la metodología descrita en (Sala-Coromina et al., 2021). Los registros VMS se cruzaron con los desembarcos de cigala y el tiempo de pesca por lance, y se agregaron mensualmente en una malla de 1 x 1 km (EPSG:4326) sobre el área de estudio, siguiendo el procedimiento descrito en (Mingote et al., 2024). A cada celda de la malla se le asignó, además, su región y su profundidad, extraída de la capa batimétrica GEBCO 2024 (resolución de 15 segundos de arco; (GEBCO Compilation Group, 2024).

El indicador de desembarcos por unidad de esfuerzo (LPUE) se calculó, para cada celda y mes, como el cociente entre los desembarcos de cigala y el tiempo de pesca (kg h^{-1}), y se promedió espacialmente por región y periodo temporal para obtener una densidad de captura en kg h^{-1} km^{-2}. El esfuerzo pesquero se caracterizó, para cada región, como el tiempo total de pesca en horas y como la huella espacial del esfuerzo (número de celdas de la malla activas), agregados anual y estacionalmente, con el fin de descartar que las tendencias observadas en los LPUE fueran un artefacto de la reducción de la flota. Para comparar la evolución relativa de ambas variables dentro de cada región, tanto el esfuerzo como el LPUE se normalizaron a su propia media histórica; la tendencia de cada serie normalizada se expresa como el cambio porcentual por década, estimado mediante regresión lineal.

2.3. Datos oceanográficos

Los campos mensuales de temperatura y salinidad se obtuvieron del reanálisis físico del Mediterráneo (*Mediterranean Sea Physics Reanalysis*; Escudier et al., 2020, 2021), disponible en el Marine Data Store del servicio *Copernicus Marine Environment Monitoring Service* (CMEMS). El modelo tiene una resolución horizontal de 1/24° (~4-5 km) y 141 niveles verticales, y cubre el periodo 1987-2024.

Para cada región se extrajeron los campos de temperatura y salinidad dentro de una caja que envuelve el

caladero correspondiente, con un margen adicional de ~30 km respecto al polígono exacto del caladero, de forma que la caracterización ambiental no dependa de un número reducido de celdas del modelo en caladeros de forma estrecha, y sea representativa de la masa de agua que realmente ocupa la región, no solo del área de pesca en sentido estricto.

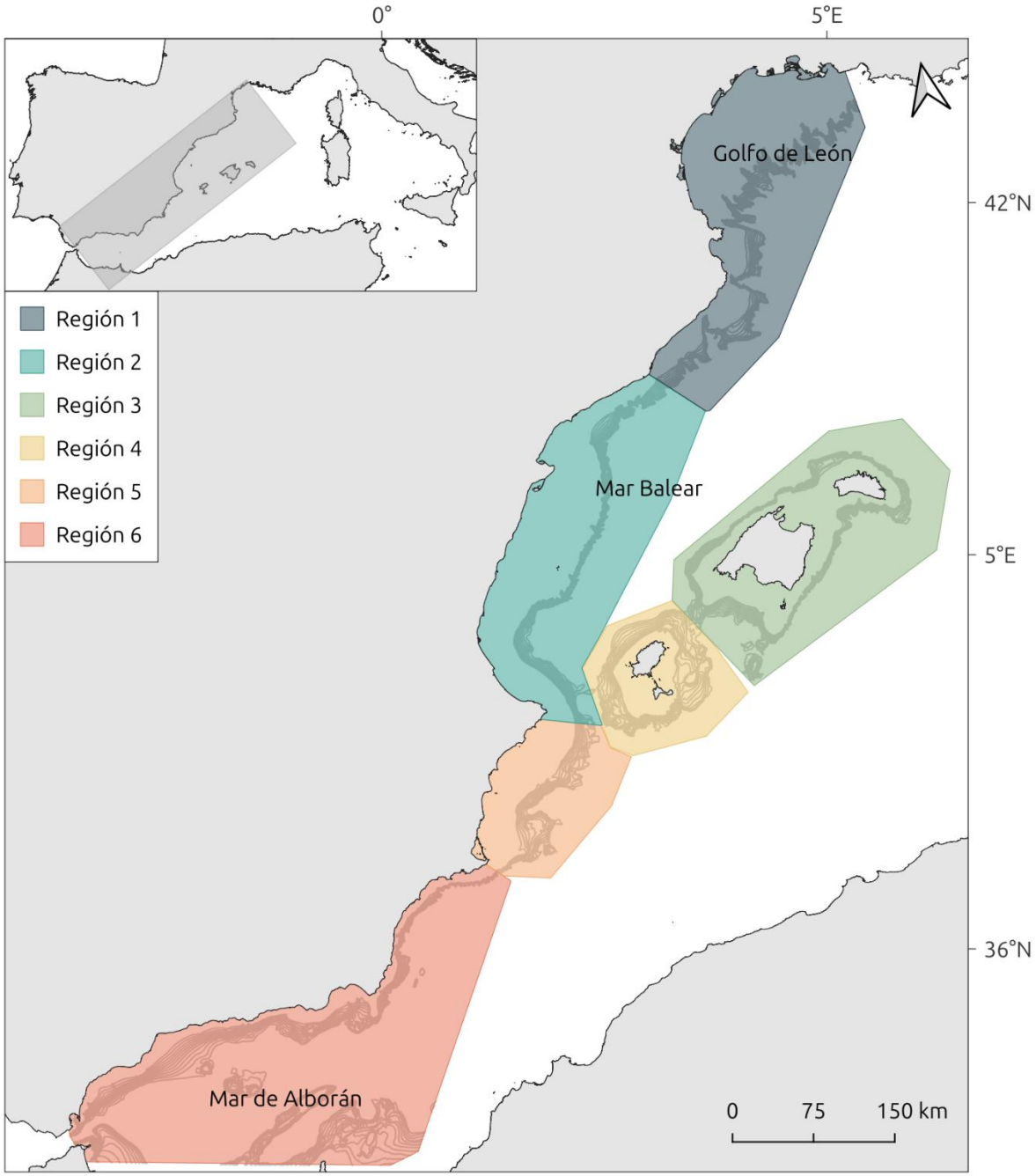


Figura 1. Área de estudio donde se indican las seis subdivisiones del margen continental español, coincidentes

con los principales caladeros. Las líneas batimétricas se presentan en intervalos de 50 m, y solamente se muestra la franja entre 200 y 800 m de profundidad.

2.4. Exploración de indicadores de hábitat térmico

El hábitat vertical de la especie se definió como el sector del margen continental entre la profundidad de 200 y 800 m, combinando un filtro horizontal (solo se consideran celdas del modelo cuya profundidad real, según GEBCO, cae dentro de este sector) y un filtro vertical (solo los niveles del modelo dentro del mismo). A partir de los perfiles verticales de temperatura, se determinó la disponibilidad de condiciones térmicas adecuadas para la especie en cada región y su evolución en el tiempo.

A partir de datos históricos extraídos de las campañas MEDITS, que combinan capturas de la especie con perfiles de CTD, se pudo determinar que la temperatura máxima registrada en los lances con presencia de cigala fue de 14 °C. Que toda la columna de agua se mantenga por debajo de este umbral se interpreta en este trabajo como la presencia de refugio térmico completo; su disminución en el tiempo refleja el colapso de dicho refugio. Este indicador se calculó a resolución nativa (celda a celda, mes a mes), evitando promediar espacialmente antes de aplicar el umbral, lo que introduciría un sesgo hacia la desaparición del refugio en zonas con temperaturas heterogéneas. Los resultados se expresan como el porcentaje de celda-meses con refugio térmico completo, por región, periodo y estación del año: invierno (enero, febrero, marzo); primavera (abril, mayo, junio); verano (julio, agosto, setiembre); otoño (octubre, noviembre, diciembre).

2.5. Periodos de comparación

Para comparar las condiciones oceanográficas y pesqueras antes y después del inicio del calentamiento acelerado, se analizaron las tendencias de temperatura en rangos discretos de profundidad (200, 400, 600 y 800 m) en cada región, y se identificó 2014 como año de cambio en las condiciones oceanográficas, coincidiendo con lo descrito por otros autores para el conjunto de la cuenca mediterránea occidental y, en particular, con el inicio del episodio de calentamiento y debilitamiento de la convección invernal reportado en Margirier et al. (2020). En consecuencia, todas las comparaciones de dos periodos de este trabajo usan el corte 1987-2014 / 2015-2024 para las variables oceanográficas (con el fin de abarcar el máximo rango de datos disponible), y 2008-2014 / 2015-2024 para las variables pesqueras (acotadas por la disponibilidad de datos VMS fiables a partir de 2008).

2.6. Análisis estadístico

Las relaciones entre temperatura y LPUE se evaluaron mediante el coeficiente de correlación de Pearson sobre las series anuales, por región. Dado el tamaño de muestra reducido en las comparaciones entre regiones (n = 6), los resultados de estas últimas se presentan como orientativos y se interpretan con cautela, sin plantearse como confirmatorios.

3. Resultados

3.1. Tendencias de capturas por región

Los LPUE y los desembarcos de cigala muestran un declive generalizado en las regiones estudiadas desde aproximadamente 2015, aunque con magnitudes muy distintas (Figura 2A, B). La Región 1 mantiene los valores de LPUE más altos de toda la serie (entre 1.2 y 2.3 kg h^{-1} km^{-2}; Figura 2A) y es, además, la única región que muestra signos de recuperación en los últimos años: tras un mínimo en 2021 (1.30 kg h^{-1} km^{-2}), el LPUE remonta hasta 2.25 kg h^{-1} km^{-2} en 2024, cerca del máximo histórico de la serie (2.27 kg h^{-1} km^{-2} en 2009). Este mismo patrón de recuperación se observa en sus desembarcos (Figura 2B), que pasan de un mínimo de ~75 t en 2021 a ~120 t en 2024, con una tendencia claramente distinta a la del resto de regiones. Ninguna otra región presenta

este patrón de recuperación, ni en LPUE ni en desembarcos: las regiones 3 y 6 registran los valores más bajos de LPUE, por debajo de 1 kg h^{-1} km^{-2} desde el inicio de la serie, mientras que en desembarcos la Región 3 presenta los valores más bajos, por debajo de 25 t en la prácticamente toda de la serie.

3.2. Esfuerzo pesquero

La comparación entre la tendencia del esfuerzo pesquero y la de LPUE (Figura 3) permite descartar que el declive de capturas sea, en general, un simple reflejo de la reducción de la flota, aunque el patrón no es uniforme entre regiones. En las regiones 5 y 6, el esfuerzo pesquero se ha mantenido estable o incluso ha aumentado (+5.9 %/década y +9.6 %/década, respectivamente) mientras los LPUE se desplomaban (-42.1 %/década y -52.9 %/década). Este es el patrón más claro de un declive real del recurso, no explicable por menos pesca. Las regiones 2 y 3 muestran un patrón similar, aunque menos extremo: el esfuerzo cae de forma moderada (-11.8 % y -30.0 %/década) mientras los LPUE lo hace con mayor intensidad (-62.2 % y -53.2 %/década).

Las regiones 1 y 4, en cambio, presentan el patrón inverso: el esfuerzo pesquero cae con más fuerza que el LPUE (-18.1 % / -8.0 % en la Región 1; -34.6 % / -8.2 % en la Región 4). En estos dos casos, la relativa estabilidad de LPUE pese a una retirada sustancial de esfuerzo es compatible con una menor presión de competencia por el recurso, un patrón que se examina con más detalle para la Región 4 en la Sección 3.5.



Figura 2. A) LPUE anual (kg h^{-1} km^{-2}) y B) desembarcos anuales (t) por región, 2008-2024.

3.3. Calentamiento de las aguas intermedias y su relación con el LPUE

La temperatura media anual en la banda de hábitat (200-800 m) muestra una tendencia de calentamiento generalizada en las seis regiones, especialmente marcada después de 2014 (Figura 4). Esta tendencia está significativamente anti-correlacionada con los LPUE en cuatro de las seis regiones: Región 2 ($r = -0.96$, $p < 0.001$), Región 5 ($r = -0.77$, $p < 0.001$), Región 3 ($r = -0.71$, $p < 0.01$), Región 6 ($r = -0.65$, $p < 0.01$). La Región 1 ($r = -0.40$, $p = 0.12$) y la Región 4 ($r = -0.37$, $p = 0.14$), son las únicas sin significancia estadística.

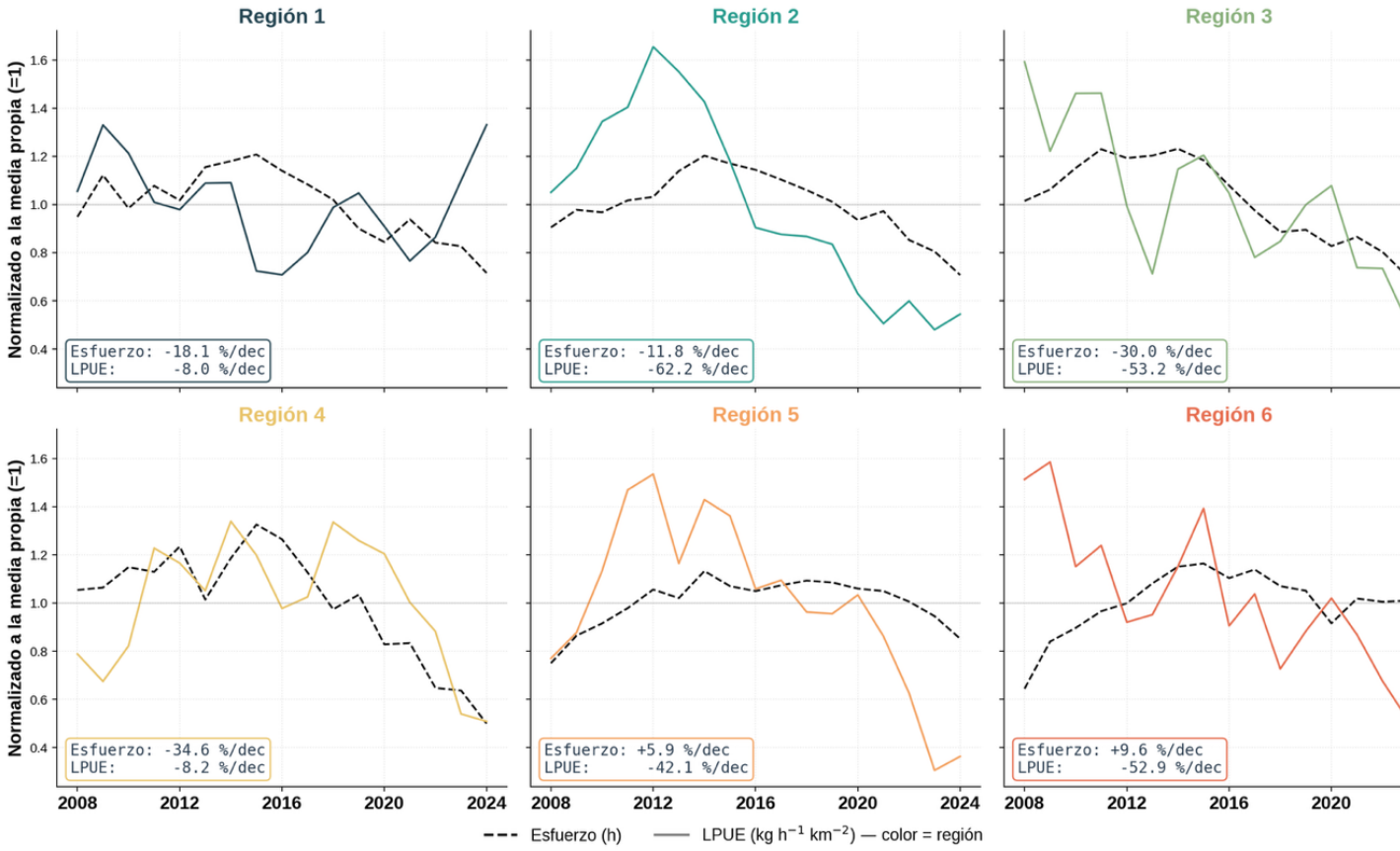


Figura 3. Esfuerzo pesquero (negro, discontinuo) y LPUE (color, continuo), normalizados a su propia media, por región. La tasa de cambio por década de cada serie se indica en el recuadro de cada panel.

3.4. Colapso del refugio térmico invernal

El porcentaje de celda-meses con refugio térmico completo (toda la columna de agua por debajo de 14 °C) es, por su propia naturaleza, un fenómeno casi exclusivamente invernal, ligado a la mezcla convectiva de invierno: en verano el valor es 0% en las seis regiones y en ambos periodos, y en otoño y primavera es bajo en el resto de las regiones, con la excepción de la Región 1, donde pasa de 21% a 5% en primavera y de 9% a 3% en otoño (1987-2014 a 2015-2024). Es en invierno donde este refugio se pierde de forma sustancial entre 1987-2014 y 2015-2024, siguiendo un claro gradiente norte-sur (Figura 5): la Región 1 pasa de 93.6% a 76.4% de celda-meses con refugio térmico completo, la Región 2 de 46.8% a 20.8%, la Región 3 de 35.8% a 12.8%, la Región 4 de 18.2%

a 3.7%, la Región 5 de 8.5% a 1.5%, y la Región 6, que ya partía de un valor casi nulo (0.9%), queda prácticamente en cero (0.02%).

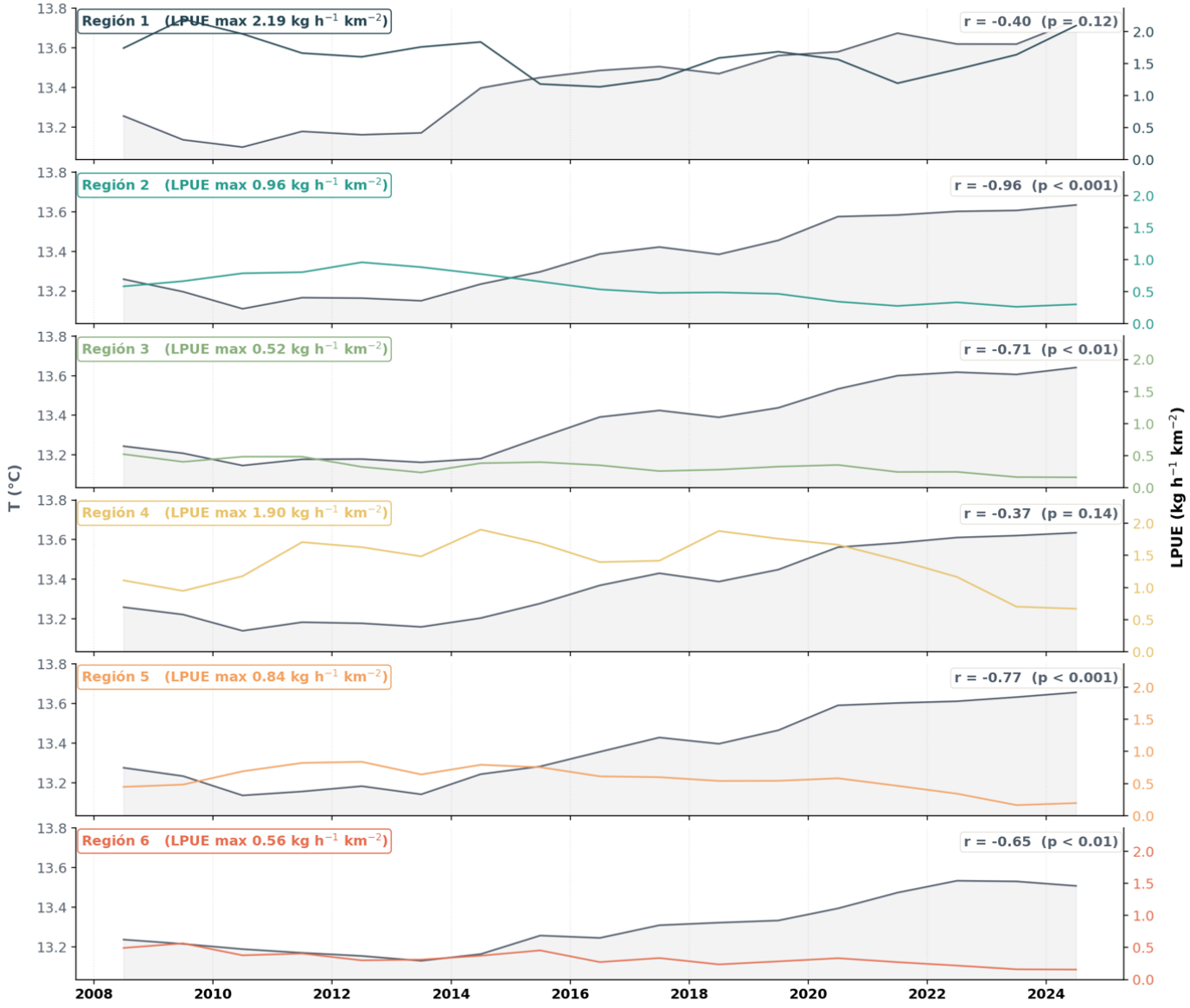


Figura 4. Temperatura media anual en la banda de hábitat (200-800 m; gris) y LPUE por región (Región 1 a Región 6, ordenadas de norte a sur), 2008-2024. El coeficiente de correlación de Pearson entre ambas series y su significancia (p) se indican en la esquina superior derecha de cada panel.

3.5. Hipótesis exploratoria: refugio térmico y cambio en el LPUE

Se exploró si la cantidad de refugio térmico invernal restante en cada región predice la magnitud del cambio en su LPUE de invierno (2008-2014 a 2015-2024; Figura 6). Se trata de una comprobación preliminar, no de una relación establecida: a escala del conjunto de las seis regiones, no se encontró una relación lineal clara entre ambas variables (refugio restante vs. cambio de LPUE: r = -0.19, p = 0.72; refugio perdido vs. cambio de LPUE: r

= +0.24, p = 0.65; n = 6 en ambos casos), por lo que esta hipótesis de tipo dosis-respuesta no se sostiene como relación continua con los datos disponibles.

Sin embargo, el patrón visual sugiere una lectura más categórica que continua: la Región 1, la única región que conserva una fracción sustancial de refugio térmico invernal (76.4%), es también la que presenta la menor caída de LPUE de invierno de las seis. El resto de regiones, con refugio térmico invernal residual o nulo (entre 0% y 21%), muestran caídas de LPUE de magnitud similar entre sí, sin que el grado exacto de pérdida de hábitat se distinga claramente entre ellas. La excepción más notable es la Región 4, donde los LPUE de invierno aumentaron un 28.7% entre ambos periodos pese a la práctica desaparición de su refugio térmico (de 18.2% a 3.7%). Este incremento no parece reflejar una mejora del hábitat: dado que el LPUE es el cociente entre la captura y el esfuerzo, un aumento del LPUE en un contexto de retirada de esfuerzo tan pronunciada (-38% en invierno, 2008-2014 a 2015-2024) indica que las capturas de invierno no cayeron en la misma proporción que el esfuerzo, lo que resulta compatible con una menor competencia por un recurso menguante, más que con una mejora real del hábitat.

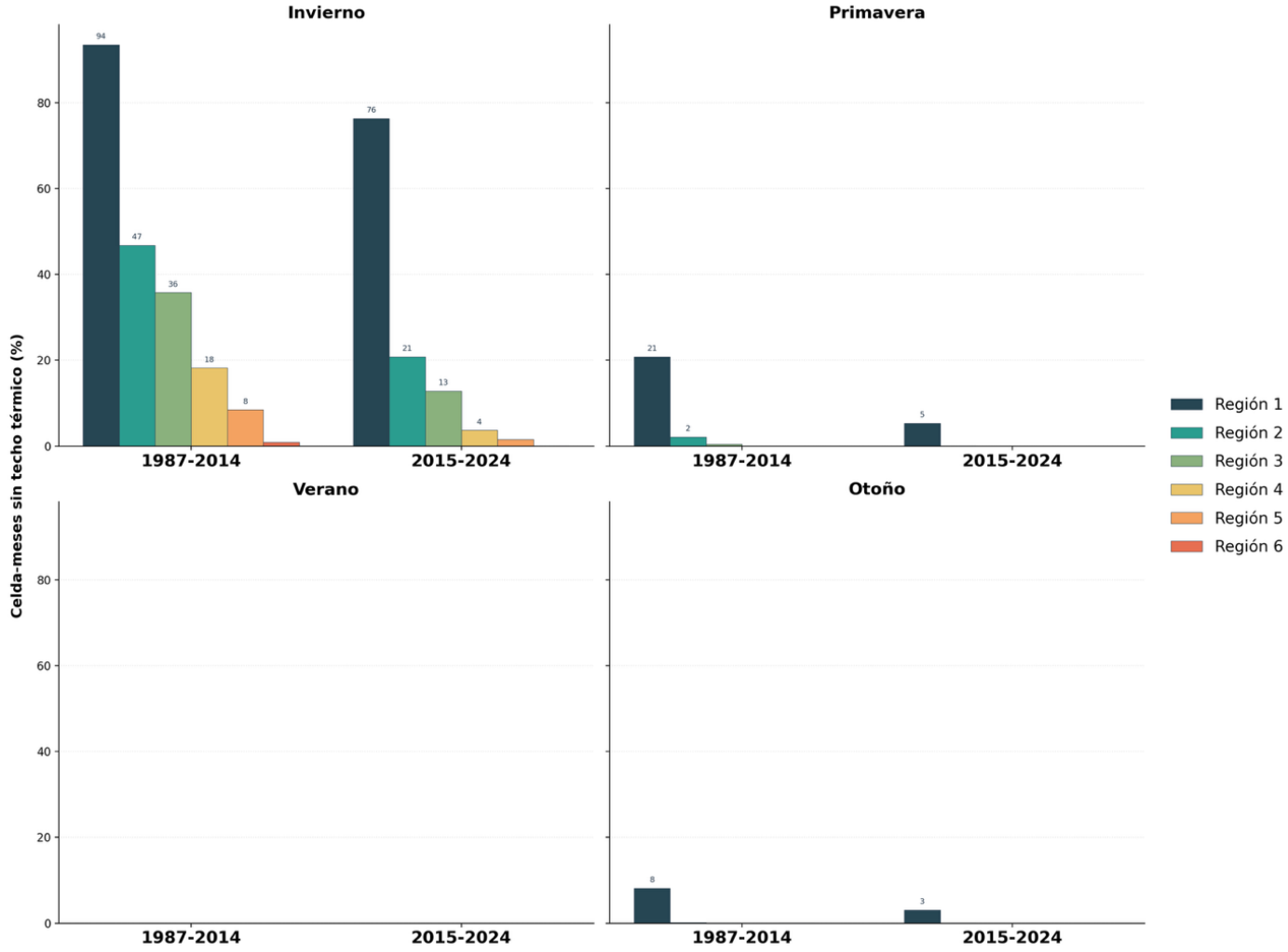


Figura 5. Porcentaje de celda-meses con refugio térmico completo (toda la columna de agua por debajo de 14 °C), por región y periodo (1987-2014 / 2015-2024), desglosado por estación del año.

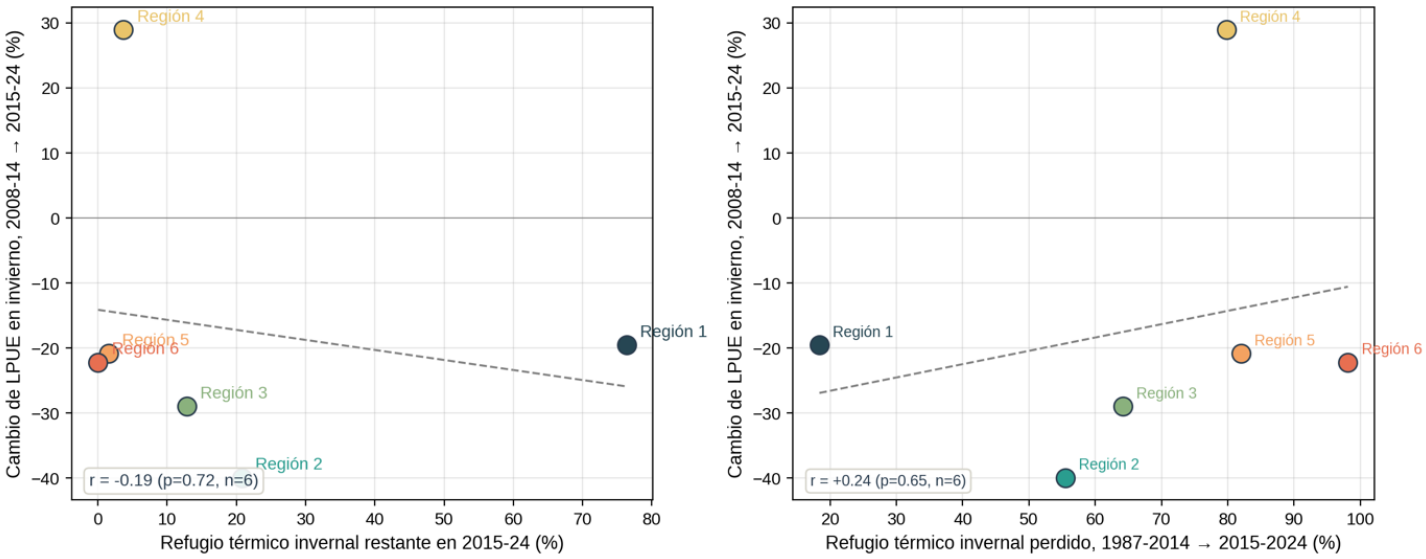


Figura 6 Comprobación exploratoria de una posible relación dosis-respuesta entre el refugio térmico invernal y el cambio en el LPUE de invierno, por región. A) Porcentaje de refugio térmico restante en 2015-2024 frente al cambio de LPUE. B) Porcentaje de refugio térmico perdido entre 1987-2014 y 2015-2024 frente al cambio de LPUE.

4. Discusión

4.1. Un patrón compartido, con expresión regional desigual

Los resultados de este trabajo son coherentes con el mecanismo identificado en (Mingote et al., 2026) en toda la GSA 6: el calentamiento de las aguas intermedias, vinculado al debilitamiento de la convección invernal y a la acumulación de Agua Levantina Intermedia (LIW) más cálida y salada desde 2014 (Margirier et al., 2020), puede estar asociado a un declive de la productividad del cigala. Este trabajo demuestra que este mecanismo no se expresa de forma homogénea en el espacio ya que existe un gradiente N-S claro tanto en el calentamiento observado como, sobre todo, en la pérdida de refugio térmico invernal, con la región más septentrional (Región 1) conservando una fracción sustancial de su hábitat térmico mientras el resto de las regiones lo han perdido casi por completo.

Este gradiente es coherente con la posición de la Región 1 en el extremo norte del área de estudio, más próxima a las zonas de formación de aguas profundas e intermedias del Golfo de León, y por tanto, potencialmente menos expuesta a la acumulación de LIW cálida que las regiones situadas más al SO (Margirier et al., 2020; Puig et al., 2013).

4.2. Matices en la relación entre hábitat y LPUE

El umbral de 14 °C empleado para definir el refugio térmico (Sección 2.4) es notablemente más bajo que el límite

superior de tolerancia térmica documentado para la especie a escala de toda su distribución (17.3 °C; Johnson et al., 2013). Esta diferencia podría reflejar que el umbral basado en campañas MEDITS captura el rango térmico efectivamente ocupado por la especie en el área de estudio, posiblemente más estrecho que su tolerancia fisiológica máxima, más que un límite fisiológico absoluto. Una posible explicación es que la temperatura module el asentamiento larvario de forma más restrictiva que la tolerancia del adulto: los modelos de dispersión larvaria de la especie incorporan explícitamente la temperatura como variable que determina el comportamiento larvario y, en consecuencia, el éxito de asentamiento (Melaku Canu et al., 2021), lo que sugiere que la fase larvaria podría ser más sensible térmicamente que el adulto. Confirmar esta hipótesis en el área de estudio requeriría, sin embargo, datos específicos de tolerancia térmica larvaria de la especie, actualmente no disponibles.

La ausencia de una relación lineal significativa entre la cantidad de refugio térmico restante y la magnitud del cambio en el LPUE (Sección 3.5) no invalida el mecanismo propuesto, pero sí matiza cómo se expresa. Los datos son más compatibles con una relación de umbral que con una relación continua: por debajo de cierto nivel de refugio térmico invernal, la magnitud exacta de la pérdida de hábitat deja de predecir la magnitud del declive de LPUE, que pasa a estar determinada por otros factores (reclutamiento, disponibilidad de presas, dinámica de la flota). El caso de la Región 4 ilustra la importancia de no interpretar el LPUE de forma aislada del esfuerzo pesquero: un incremento del LPUE puede reflejar una recuperación del stock, pero también, como aquí, una retirada de la flota superior a la propia caída de la abundancia. Distinguir entre ambos escenarios exige examinar conjuntamente ambas variables.

4.3. Limitaciones

Al tratarse de un análisis preliminar, conviene señalar varias limitaciones antes de extraer conclusiones definitivas. Primero, la comparación entre regiones se basa en un tamaño de muestra reducido (n = 6), lo que limita la potencia estadística de cualquier análisis cross-regional y exige cautela en su interpretación. Segundo, los polígonos exactos de cada caladero se han empleado para asignar las capturas, mientras que las variables ambientales se han extraído sobre una caja envolvente algo más amplia que el caladero exacto, lo que introduce cierto grado de aproximación espacial. Por último, este trabajo se limita a describir asociaciones estadísticas entre variables ambientales y pesqueras; la evidencia presentada es coherente con el mecanismo propuesto, pero no establece causalidad de forma directa.

Referencias

Abelló, P., Abella, Á., Adamidou, A., Jukic-Peladic, S., Maiorano, P., & Spedicato, M. T. (2002). Geographical patterns in abundance and population structure of *Nephrops norvegicus* and *Parapenaeus longirostris* (Crustacea: Decapoda) along the European Mediterranean coasts. *Scientia Marina*, *66*(S2), Article S2. https://doi.org/10.3989/scimar.2002.66s2125

Escudier, R., Clementi, E., Cipollone, A., Pistoia, J., Drudi, M., Grandi, A., Lyubartsev, V., Lecci, R., Aydogdu, A., Delrosso, D., Omar, M., Masina, S., Coppini, G., & Pinardi, N. (2021). A High Resolution Reanalysis for the Mediterranean Sea. *Frontiers in Earth Science*, *9*. https://doi.org/10.3389/feart.2021.702285

Escudier, R., Clementi, E., Omar, M., Cipollone, A., Pistoia, J., Aydogdu, A., Drudi, M., Grandi, A., Lyubartsev, V., Lecci, R., Cretí, S., Masina, S., Coppini, G., & Pinardi, N. (2020). *Mediterranean Sea Physical Reanalysis (CMEMS MED-Currents) (Version 1)* [Dataset]. Copernicus Monitoring Environment Marine Service (CMEMS).

https://doi.org/https://doi.org/10.25423/CMCC/MEDSEA_MULTIYEAR_PHY_006_004_E3R1

GEBCO Compilation Group. (2024). *GEBCO 2024 Grid* [Dataset]. https://doi.org/doi:10.5285/1c44ce99-0a0d-5f4f-%20e063-7086abc0ea0f

Giorgi, F. (2006). Climate change hot-spots. *Geophysical Research Letters*, *33*(8). https://doi.org/10.1029/2006GL025734

ICATMAR. (2025). *Economic Trends in Landings of the Fishing Sector in Catalonia 2024 (ICATMAR, 25-04)* (p. 209). Institut Català de Recerca per a la Governança del Mar (ICATMAR). https://doi.org/10.20350/digitalCSIC/17287

Johnson, M. P., Lordan, C., & Power, A. M. (2013). Habitat and Ecology of *Nephrops norvegicus*. En M. L. Johnson & M. P. Johnson (Eds.), *Advances in Marine Biology* (Vol. 64, pp. 27-63). Academic Press. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-410466-2.00002-9

Margirier, F., Testor, P., Heslop, E., Mallil, K., Bosse, A., Houpert, L., Mortier, L., Bouin, M.-N., Coppola, L., D'Ortenzio, F., Durrieu de Madron, X., Mourre, B., Prieur, L., Raimbault, P., & Taillandier, V. (2020). Abrupt warming and salinification of intermediate waters interplays with decline of deep convection in the Northwestern Mediterranean Sea. *Scientific Reports*, *10*(1), 20923. https://doi.org/10.1038/s41598-020-77859-5

Maynou, F., & Sardà, F. (1997). *Nephrops norvegicus* population and morphometrical characteristics in relation to substrate heterogeneity. *Fisheries Research*, *30*(1), 139-149. https://doi.org/10.1016/S0165-7836(96)00549-8

Melaku Canu, D., Laurent, C., Morello, E. B., Querin, S., Scarcella, G., Vrgoc, N., Froglia, C., Angelini, S., & Solidoro, C. (2021). Nephrops norvegicus in the Adriatic Sea: Connectivity modeling, essential fish habitats, and management area network. *Fisheries Oceanography*, *30*(4), 349-365. https://doi.org/10.1111/fog.12522

Mingote, M. G., Cyr, F., Galimany, E., Santos-Bethencourt, R., Isern-Fontanet, J., Ribera-Altimir, J., Sala-Coromina, J., Panisello-Garriga, M., & Company, J. B. (2026). Long-term variability of Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) landings in relation to a changing climate in the Northwestern Mediterranean Sea. *EGUsphere*, *2026*, 1-51. https://doi.org/10.5194/egusphere-2026-1554

Mingote, M. G., Galimany, E., Sala-Coromina, J., Bahamon, N., Ribera-Altimir, J., Santos-Bethencourt, R., Clavel-Henry, M., & Company, J. B. (2024). Warming and salinization effects on the deep-water rose shrimp, Parapenaeus longirostris, distribution along the NW Mediterranean Sea: Implications for bottom trawl fisheries. *Marine Pollution Bulletin*, *198*, 115838. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115838

Pastor, F., Valiente, J. A., & Khodayar, S. (2020). A Warming Mediterranean: 38 Years of Increasing Sea Surface Temperature. *Remote Sensing*, *12*(17), Article 17. https://doi.org/10.3390/rs12172687

Perry, A. L., Low, P. J., Ellis, J. R., & 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., Selden, R. L., & Kitchel, Z. J. (2020). Climate-Driven Shifts in Marine Species Ranges: Scaling from Organisms to Communities. *Annual Review of Marine Science*, *12*(Volume 12, 2020), 153-179.

https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010419-010916

Pisano, A., Marullo, S., Artale, V., Falcini, F., Yang, C., Leonelli, F. E., Santoleri, R., & Buongiorno Nardelli, B. (2020). New Evidence of Mediterranean Climate Change and Variability from Sea Surface Temperature Observations. *Remote Sensing*, *12*(1), Article 1. https://doi.org/10.3390/rs12010132

Puig, P., Madron, X. D. de, Salat, J., Schroeder, K., Martín, J., Karageorgis, A. P., Palanques, A., Roullier, F., Lopez-Jurado, J. L., Emelianov, M., Moutin, T., & Houpert, L. (2013). Thick bottom nepheloid layers in the western Mediterranean generated by deep dense shelf water cascading. *Progress in Oceanography*, *111*, 1-23. https://doi.org/10.1016/j.pocean.2012.10.003

Rhein, M., Rintoul, S., Aoki, S., Campos, E., Chambers, D., Feely, R., & Wang, F. (2013). Observations: Ocean. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. *Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, 255-315.

Sala-Coromina, J., García, J. A., Martín, P., Fernandez-Arcaya, U., & Recasens, L. (2021). European hake (*Merluccius merluccius,* Linnaeus 1758) spillover analysis using VMS and landings data in a no-take zone in the northern Catalan coast (NW Mediterranean). *Fisheries Research*, *237*, 105870. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105870

Sardà, F. (1998). *Nephrops norvegicus* (L.): Comparative biology and fishery in the Mediterranean Sea. Introduction, conclusions and recommendations. *Scientia Marina*, *62*(S1), Article S1. https://doi.org/10.3989/scimar.1998.62s15

Influencia de la pesca en la biomasa marina

Marta Blanco[1,2], Samuele Tecchio[3], Joan Sala-Coromina[1,2,] , Joan B. Company[1,2]

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

[2]Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC), Pg. Marítim de la Barceloneta 37-49 08003, Barcelona, Catalonia, Spain

[3] SINAY, 14000 Caen, France.

La megafauna demersal está formada por organismos de gran tamaño que viven sobre o cerca del fondo marino, incluyendo peces demersales, crustáceos, moluscos y equinodermos. Estos organismos constituyen una parte importante de la biomasa bentónica, que representa la masa total de los organismos que habitan el fondo marino. La biomasa bentónica es un indicador clave del estado de los ecosistemas, porque refleja su estructura, su funcionamiento y su capacidad de transferir energía a través de las redes tróficas. Uno de los patrones ecológicos más conocidos es la disminución de la biomasa bentónica con la profundidad. Este fenómeno se ha observado a escala global para todos los grupos de organismos, desde la meiofauna hasta la megafauna. La principal explicación es la reducción progresiva de la disponibilidad de alimento a medida que aumenta la profundidad, debido a la menor llegada de materia orgánica procedente de las capas superficiales del océano.

Para estudiar estos efectos se utilizaron datos procedentes de campañas oceanográficas realizadas entre 1991 y 2013. El conjunto de datos incluye 539 pescas de arrastres realizados entre 59 y 2.250 metros de profundidad. Todos los organismos capturados fueron identificados, contados y pesados, y la biomasa se expresó como densidad por unidad de superficie ($kg \cdot km^{-2}$). Los resultados mostraron una distribución característica de la biomasa con un máximo situado alrededor de los 800 metros. Por debajo de 800 m, la actividad pesquera extrae una parte importante de la biomasa bentónica (Figura 1).

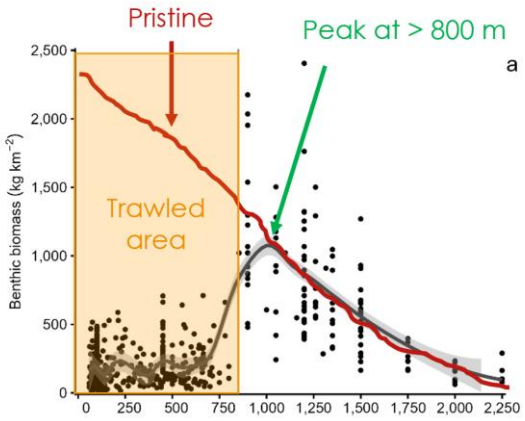


Figura 1. Biomasa bentónica (kg·km^{-2}) en profundidad (línea negra). Los puntos indican los valores de biomasa bentónica por pesca en campañas oceanográficas realizadas entre el 1991 y el 2013. Se observa un aumento de biomasa a más de 800 m (flecha verde). La línea roja muestra la estimación de biomasa bentónica en un ecosistema pristino, en el que no hay alteraciones antrópicas. El cuadro naranja muestra las profundidades en las que la pesca de arrastre trabaja (< 800 m).

Recuperación del ecosistema y evaluación de las medidas de gestión

Desde principios de los años 2000 se han introducido numerosas actuaciones: limitaciones de los horarios de pesca, regulación de las tallas mínimas, mejora de la selectividad de las redes, reducción del número de embarcaciones, restricciones de esfuerzo pesquero, planes de gestión específicos para determinadas pesquerías y establecimiento de áreas de veda permanente (MPAs). Más recientemente, las medidas incluidas en el Plan Plurianual para el Mediterráneo Occidental (WestMed MAP) han intensificado la reducción del esfuerzo pesquero para acercar la mortalidad por pesca a niveles sostenibles.

El objetivo de este trabajo fue analizar cómo las medidas de gestión aplicadas a la pesca de arrastre en Cataluña durante las últimas décadas han afectado a la biomasa marina y, en particular, a la biomasa bentónica y a la megafauna demersal.

El análisis del esfuerzo pesquero a través de los datos VMS, disponibles desde 2008, muestra una reducción continua del número de días de pesca (Figura 2a). Paralelamente, se han introducido innovaciones técnicas destinadas a disminuir el impacto de la pesca sobre los hábitats marinos, como las mallas cuadradas en los copos de las redes de arrastre. Desde 2012 se empezaron a utilizar mallas de 40 mm cuadradas y también mejoró la supervisión del cumplimiento de esta medida en toda la flota (Figura 2b). Además, se han creado áreas de veda permanente en fondos demersales: en Cataluña hay un total de 20 áreas de cierre permanente equivalente a 462 km^2 (Figura 2c). A partir del esfuerzo pesquero y la biomasa extraída, con y sin medidas de selectividad, se ha estimado la reducción de biomasa extraída por el arrastre tras la adopción de estas medidas. Se estima que, durante el período de referencia anterior a la aplicación de importantes medidas de gestión (período 2008-2012), la biomasa extraída por el arrastre era de 18.879 t·año^{-1}. Aplicando tan solo una reducción de esfuerzo

basada en la reducción de días se pasó a extraer 13.247 t·año^{-1} (en 2024), un 29,8% menos. Si, además de la reducción de esfuerzo, también se considera la mejora de la selectividad, que reduce una parte importante de los descartes, se estima una extracción de 7.771 t·año^{-1}, un 58,8% menos (Figura 2d).

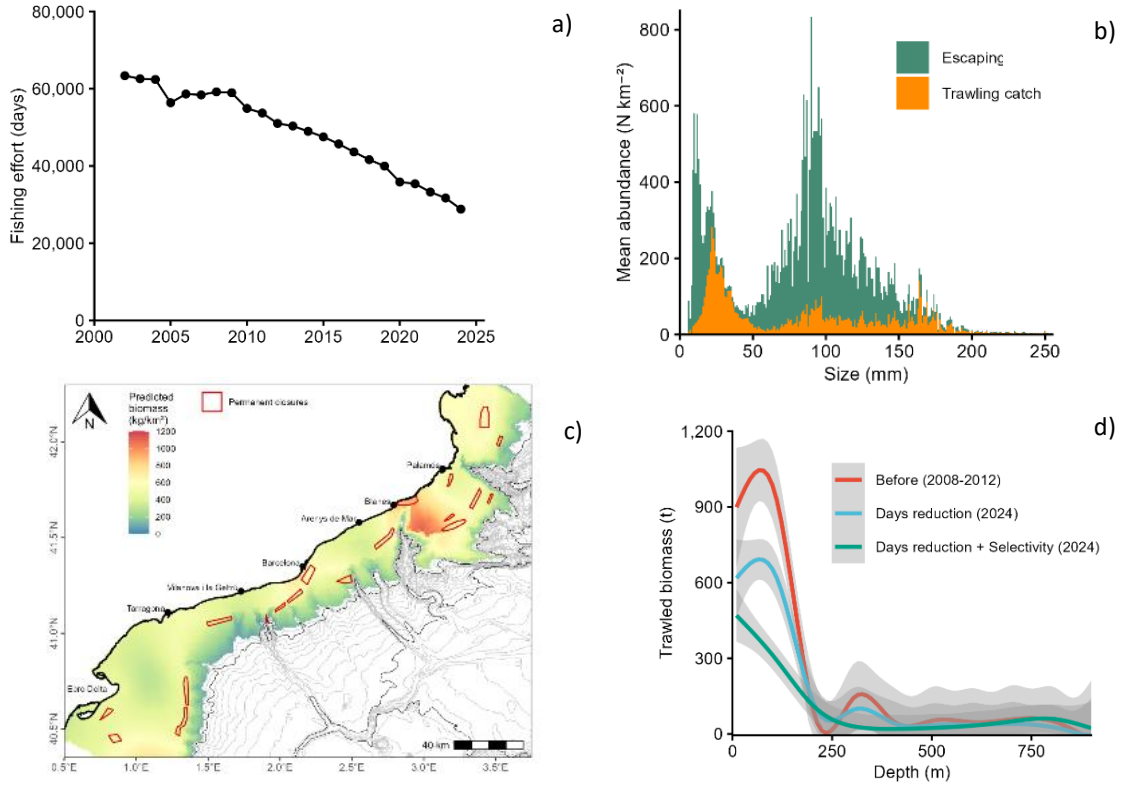


Figura 2. Reducción de esfuerzo en días por año (a). Abundancia de individuos (N·km^{-2}) capturados con malla selectiva (cuadrada) (barras naranjas) y que se escapan (barras verdes) (b). Mapa en el que se el resultado de un modelo de distribución espacial de biomasa en la costa catalana ((kg·km^{-2}) y las áreas de cierre permanente (MPA) en Cataluña (c). Simulación de la biomasa extraída por la pesca de arrastre en diferentes escenarios de medidas de gestión (d).

Para evaluar los resultados de estas medidas se utilizaron los datos de la campaña científica MEDITS, que proporciona una de las series más consistentes de seguimiento de especies demersales en el Mediterráneo. Las observaciones sugieren una recuperación progresiva de la biomasa bentónica tras la aplicación de las medidas de gestión (Figura 3). Este aumento constituye una evidencia de mejora del estado del ecosistema que no siempre es detectada por los modelos tradicionales de evaluación de poblaciones.

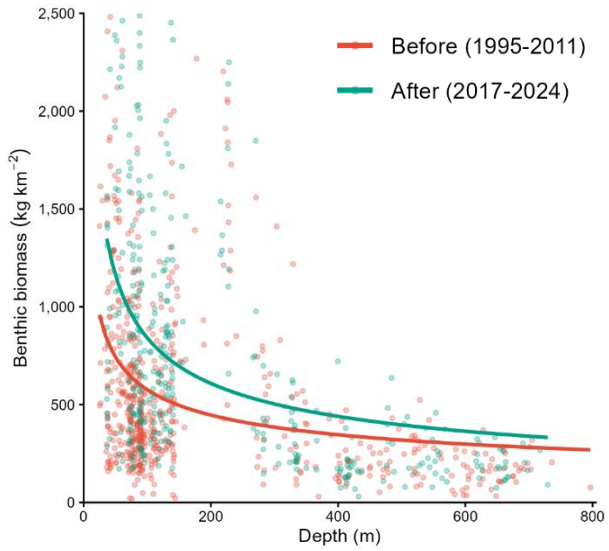


Figura 3. Biomasa bentónica (kg·km^{-2}) obtenidas en campañas MEDITS en Cataluña. Puntos indican la biomasa en cada pesca y las líneas corresponden al modelo de regresión.

El sistema de gestión actual se basa principalmente en la evaluación de cinco especies objetivo: merluza (HKE), gamba roja (ARA), salmonete (MUT), cigala (NEP) y gamba blanca (DPS). Sin embargo, la pesca de arrastre en el Mediterráneo noroccidental es claramente multiespecífica, afectando simultáneamente a más de 400 especies. Por ello, los cambios positivos observados a escala de ecosistema pueden resultar difíciles de detectar cuando la evaluación se centra exclusivamente en unas pocas poblaciones.

La recuperación del ecosistema debe incorporarse de forma más explícita en la toma de decisiones pesqueras. La mejora de los indicadores de biomasa bentónica sugiere que las medidas implementadas (el establecimiento de áreas marinas protegidas, el aumento de la selectividad de las artes y la reducción del esfuerzo pesquero) están produciendo beneficios a escala ecosistémica. En consecuencia, se propone complementar las evaluaciones tradicionales de stocks con indicadores que permitan medir directamente la recuperación del ecosistema marino y valorar los efectos de la gestión sobre el conjunto de la biodiversidad bentónica.

Impacto socio-económico y análisis coste-beneficio de las nuevas medidas de compensación implementadas por la UE en la flota de arrastre del Mediterráneo occidental (COMPENSA-MED)

Encarnación García, Isabel Esteso, Irene López

IEO Centro oceanográfico de Murcia

La flota de arrastre del Mediterráneo Occidental se encuentra inmersa en un proceso de transformación derivado de la aplicación de nuevas medidas de gestión pesquera promovidas por la Unión Europea. Estos cambios responden a la necesidad de avanzar hacia una gestión sostenible de los recursos pesqueros y de reducir el impacto de la actividad sobre los ecosistemas marinos, en línea con los objetivos de la Política Pesquera Común (PPC).

En este contexto, en 2019 la Unión Europea estableció, mediante el Reglamento (UE) 2019/1022, un Plan Plurianual para las pesquerías demersales del Mediterráneo Occidental. El Plan introdujo un régimen de gestión del esfuerzo pesquero cuyo objetivo era reducir progresivamente la presión ejercida por la actividad pesquera y alcanzar determinados objetivos de sostenibilidad. Entre ellos se contemplaba una reducción significativa del esfuerzo pesquero que debía haberse materializado, a más tardar, el 1 de enero de 2025.

A finales de 2024, la aplicación de estas disposiciones supuso un escenario especialmente complejo para la flota de arrastre, debido a la drástica reducción inicialmente planteada en el número de días de pesca. Frente a los aproximadamente 160 días de actividad realizados por la flota durante 2024, se llegó a plantear una reducción hasta los 27 días de pesca. Esta situación generó una importante preocupación dentro del sector y dio lugar a diversas movilizaciones y protestas por parte de pescadores y armadores.

Finalmente, el 11 de diciembre de 2024 se alcanzó un acuerdo que permitió establecer una serie de medidas compensatorias, tanto obligatorias como voluntarias, destinadas a posibilitar que los buques pudieran mantener un número de días de actividad similar al de 2024. Entre las medidas voluntarias se encuentra la sustitución de las puertas de arrastre convencionales por puertas voladoras, que permite obtener un incremento del 3 % de los días de pesca asignados. Por otro lado, entre las medidas obligatorias se contempla la utilización de copos con mallas cuadradas, con un tamaño mínimo de 45 mm para la pesca costera y de 50 mm para la pesca de profundidad.

Si bien estas medidas persiguen objetivos relacionados con la sostenibilidad y la reducción del impacto de la actividad pesquera, su implementación tiene también potenciales consecuencias sobre la dimensión económica y social de la actividad. Además, las medidas fueron implementadas sin disponer previamente de una evaluación específica de los posibles riesgos socioeconómicos asociados a su aplicación. Por ello, resulta necesario generar información que permita conocer no solo sus efectos sobre la actividad pesquera, sino también su repercusión sobre la rentabilidad, el esfuerzo pesquero y la percepción de los principales actores implicados.

En respuesta a esta necesidad surge el proyecto COMPENSA-MED, cuyo objetivo general es evaluar el impacto socioeconómico de las medidas compensatorias establecidas por la Unión Europea para la flota de arrastre del Mediterráneo Occidental. El proyecto toma como caso de estudio dos áreas especialmente relevantes para este sector en el Mediterráneo español: la Comunidad Valenciana y la Región de Murcia.

Para abordar esta problemática se plantea una aproximación multidisciplinar que combina información procedente de diferentes fuentes. En primer lugar, se realizará un análisis del esfuerzo pesquero mediante el seguimiento del posicionamiento de la flota a través de sistemas GPS y VMS (Vessel Monitoring System). Estos datos permitirán caracterizar espacialmente la actividad de los buques, analizar su distribución y estudiar

posibles cambios en el patrón de actividad asociados a la aplicación de las nuevas medidas.

Esta información espacial se complementará con datos económicos y de capturas procedentes de las notas de venta. La combinación de ambas fuentes permitirá avanzar hacia una caracterización más completa de la actividad pesquera y analizar sus repercusiones tanto a escala espacial como a nivel de puerto. Asimismo, se realizará una recopilación y análisis de la normativa vigente con el objetivo de contextualizar adecuadamente las condiciones regulatorias y operativas en las que desarrolla su actividad la flota.

De manera paralela, el proyecto incorpora la perspectiva de los propios profesionales del sector mediante la realización de encuestas periódicas dirigidas a pescadores y armadores. Esta herramienta permitirá conocer cómo está siendo percibida la aplicación de las medidas compensatorias, identificar los principales problemas e inquietudes generados por los cambios normativos y analizar las estrategias de adaptación desarrolladas por el sector. El seguimiento periódico permitirá, además, observar cómo evoluciona esta percepción a medida que las medidas se consolidan y se producen adaptaciones en la actividad.

La combinación de los datos objetivos de posicionamiento y actividad con la información económica y la percepción del sector constituye uno de los principales elementos diferenciales del proyecto. Mientras que los datos GPS/VMS permiten cuantificar y caracterizar los cambios en el esfuerzo y en la distribución espacial de la actividad, las encuestas permiten incorporar la experiencia y el conocimiento de los pescadores y armadores. De este modo, se pretende obtener una visión integral de los efectos de las medidas compensatorias.

El proyecto incorpora, además, un importante componente participativo. La interacción con el sector pesquero se plantea como un elemento transversal, mediante el desarrollo de talleres divulgativos y de sensibilización dirigidos a los diferentes colectivos implicados. Estas actividades permitirán compartir los avances obtenidos, favorecer el intercambio entre el conocimiento científico y la experiencia del sector y mejorar la comprensión de las características de la pesquería local y de la importancia de la conservación de los ecosistemas marinos.

Como continuación del proyecto, se contempla una segunda fase en el marco del programa PLEAMAR, en la que se plantea el desarrollo de una campaña BACI (Before-After-Control-Impact). Esta aproximación permitirá evaluar de manera científica y controlada las diferencias entre el uso de puertas voladoras y puertas convencionales, generando evidencia empírica sobre la eficacia de esta medida y sobre sus posibles efectos tanto en el esfuerzo pesquero como en el ecosistema marino.

En conjunto, COMPENSA-MED pretende generar una base de conocimiento que permita valorar de forma rigurosa las consecuencias de las nuevas medidas compensatorias desde una perspectiva socioeconómica, ambiental y participativa. Los resultados obtenidos podrán contribuir a mejorar la evaluación de las medidas implementadas y proporcionar información de utilidad para las administraciones responsables de la gestión pesquera.

Más allá de la evaluación de las medidas actuales, el proyecto aspira a contribuir al desarrollo de un modelo de gestión adaptativa que integre la evidencia científica, la información económica, el análisis de la actividad pesquera y el conocimiento aportado por el propio sector. De esta manera, se busca avanzar hacia una gestión pesquera más transparente, participativa y sostenible, capaz de compatibilizar la conservación de los ecosistemas marinos con la viabilidad económica y social de las comunidades pesqueras.

Gestión pesquera en el norte de la GSA 6: retos y propuestas.

Laura Recasens[1,2], Marta Carretón[1,2], Jordi Ribera-Altimir[1,2], Mariona Panisello-Garriga[1,2], Mireia G. Mingote[1,2], Marta Blanco[1,2], Joan Sala-Coromina[1,2], Alba Rojas[1,2], Pablo Couve[1,2], Eve Galimany[1,2], Marc Balcells[1,2], Joan B. Company[1,2]

[1] *Institut Català de Recerca per a la Governança del Mar (ICATMAR), Passeig Marítim de la Barceloneta 37–49, 08003 Barcelona, Catalonia, Spain*

[2] *Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC), Passeig Marítim de la Barceloneta 37–49, 08003 Barcelona, Catalonia, Spain*

Introducción y contexto

La costa catalana abarca la mitad Norte de la GSA6, en adelante NGSA6, entre Cap de Creus al Norte y el delta del Ebre al Sur. Las actividades pesqueras están profundamente arraigadas en la cultura catalana (Lleonart & Camarasa, 1987) y han sido históricamente una fuente principal de ingresos e identidad cultural para las comunidades costeras. Las principales modalidades de pesca comercial que se practican en la zona son la pesca de arrastre de fondo, la pesca de cerco y una gran variedad de artes menores. En 2025, los mayores ingresos anuales, alrededor de 55 millones de euros (el 63 % del total), los registró la flota de arrastre de fondo (ICATMAR, 2025a), el motor de numerosas cofradías de pescadores de la zona. La importancia de esta modalidad impulsó el desarrollo de una sólida legislación que ya lleva en vigor algunas décadas. Las principales medidas de gestión establecidas por el pionero plan de gestión colaborativa de la década de 1960, el "Pla Castelló" —es decir, el aumento del tamaño de malla del copo entre 36-40 mm y las restricciones sobre el número, la capacidad pesquera y el tiempo de navegación de los buques— siguen aplicándose en la normativa pesquera española con algunas actualizaciones tras la entrada en vigor de la normativa actual de la UE (CE 2006). A lo largo de la costa catalana, la colaboración entre las partes interesadas (sector pesquero, administración y científicos) ha continuado desde entonces, lo que ha dado lugar a otras iniciativas de gestión autorreguladas. En este sentido, cada puerto puede tener su propia aplicación de la normativa pesquera mediante acuerdos internos que van más allá de la legislación de gestión europea o de los Estados miembros.

Dada la situación de sobreexplotación de las principales especies comerciales, puesta de manifiesto en las evaluaciones anuales realizadas por el STECF (2015) y la GFCM (2017) en el Mediterráneo, que implicaba que la mayoría de especies se hallaba lejos del Rendimiento Máximo Sostenible (MSY), en 2018, la UE puso en marcha el Plan Plurianual del Mediterráneo Occidental (WMMAP), mediante el Reglamento de la UE (CE, 2019) que establece una reducción progresiva del esfuerzo pesquero (en días) para la flota de arrastre de fondo de la UE en el Mediterráneo, con el fin de lograr una pesca biológica y ecológicamente sostenible que garantice beneficios económicos, laborales y sociales basados en la gestión de las siguientes especies comerciales clave: salmonete de fango (*Mullus barbatus*), merluza europea (*Merluccius merluccius*), gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*), cigala (*Nephrops norvegicus*), la gamba roja del Mediterráneo (*Aristeus antennatus*) y langostino moruno (*Aristeomorpha foliacea*). Además, en este Reglamento se incidía también en el concepto de "población más vulnerable", que implica que las medidas de reducción de esfuerzo en forma de días de pesca se vinculen también a la especie que se encuentre más alejada del MSY. La aplicación de este Reglamento europeo, que toma como base la reducción de las jornadas de pesca anuales, ha puesto al límite la rentabilidad de las embarcaciones, evidenciando que las restricciones basadas solamente en esta medida son insuficientes si no se combinan con mejoras técnicas y espaciales.

Paralelamente, en Cataluña, y siguiendo el Marco de Decisión de la UE (DCF), la Dirección General de Política Marítima y Pesca Sostenible del Gobierno de Cataluña y el Instituto de Ciencias del Mar (ICM-CSIC) promovieron la creación del Instituto Catalán de Investigación para la Gobernanza del Mar, ICATMAR (DOGC, 2017), un órgano cuyo objetivo principal es generar asesoramiento científico para las administraciones regionales, estatales y

europeas con fines de gestión. Desde 2019, el ICATMAR ha desarrollado y puesto en marcha un programa de seguimiento pesquero de las principales especies objetivo de la pesca, que pretende complementar el protocolo de recogida de datos ya existente, trabajando a escala local para recabar información sobre la variabilidad espacial y estacional de los factores que pueden influir en la dinámica de las poblaciones de peces.

Así pues, desde ICATMAR se ha estado trabajando en proponer medidas alternativas y complementarias a la reducción en días de pesca en un entorno de una pesquería multiespecífica, en el que se ha contado con la participación de científicos, administración, sector pesquero y ONGs, la cogestión pesquera (Druon et al., 2023). Es en este sentido que se ha propuesto, por un lado, crear zonas de cierre permanente a la pesquería en caladeros de pesca de la flota y por otro trabajar en los artes y maniobras de pesca para mejorar la selectividad de los mismos y reducir el impacto sobre el fondo. Ambas medidas, dirigidas en un principio hacia las especies objetivo, en realidad inciden en el conjunto de la comunidad demersal, resultando en beneficios para todo el ecosistema.

A modo de ejemplo, se detallan a continuación los resultados observados en base a áreas restringidas a la pesca y selectividad de la malla del copo, de dos de las especies objetivo del WMMAP y de la pesquería en la NGSA6: cigala y gamba roja del Mediterráneo.

Cierres permanentes a la pesca. La cigala.

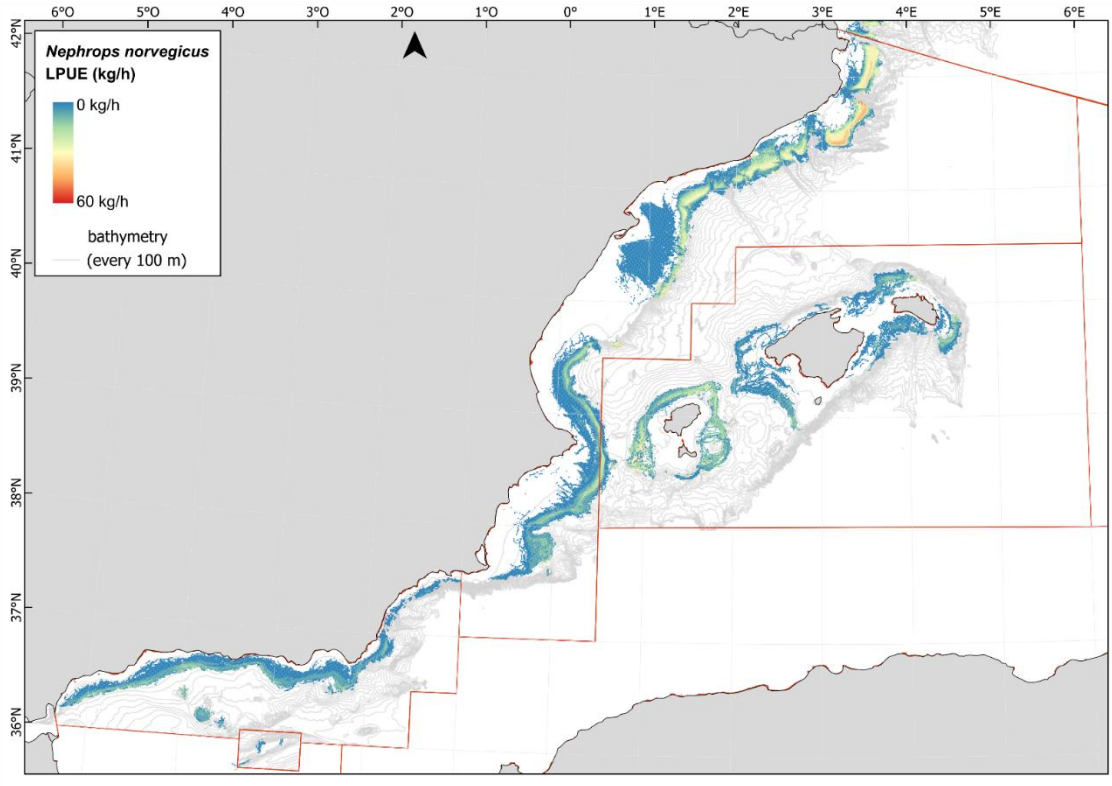
En 2013-14 se empiezan a establecer áreas permanentes de restricción a la pesca en la costa catalana. En un inicio, la primera de estas áreas se implantó en los caladeros del puerto de Roses, con la intención de proteger el hábitat de los reclutas de merluza (Sala-Coromina et al., 2021; Tuset et al., 2021). A partir de este momento y en el marco de la cogestión, se establecen en Cataluña numerosas áreas restringidas a la pesca, de carácter permanente con el objetivo de proteger diferentes hábitats de las especies comerciales (salmonete, merluza, cigala,…), que posteriormente se ampliaron al resto de las zonas del mediterráneo español, tanto zonas de carácter permanente como temporal y se concretaron en la publicación del BOE-A-2020-5163. La apuesta decidida por las áreas protegidas a la pesca de forma permanente se ha desarrollado en el norte de la GSA6 de forma más intensa, con la creación de 20 áreas que representan el 3.8% de la superficie pescable y una extensión parecida al principado de Andorra. De entre estas áreas, en 6 de ellas, la especie principal a proteger es la cigala.

La distribución de los desembarques de cigala a lo largo de la costa mediterránea ibérica muestra que, a pesar de ser un recurso presente y abundante en la serie histórica de desembarques, a partir de 2020, los desembarques de cigala han disminuido hasta valores muy bajos en todas las GSAs a excepción de la NGSA6, donde las aguas se mantienen frías (Pisano et al., 2020), siendo esta zona la única que obtiene actualmente rendimientos superiores a los 30 kg/h de pesca (Fig. 1a,b).

Las áreas restringidas a la pesca se han ubicado en la NGSA6 en caladeros que eran visitados regularmente por las barcas de pesca, un promedio de 200-400 h/km^2. Alrededor de las mismas ha habido una redistribución del esfuerzo, pero en su conjunto se ha registrado una reducción sustancial a la existente previamente. Los dos efectos esperados de la implantación de un área restringida a la pesca son principalmente de dos tipos: el denominado efecto reserva que se traduce en un incremento de abundancia y biomasa dentro de la reserva y el efecto “spillover”, de exportación de biomasa fuera de la misma. Ambos efectos se han observado en las reservas actuales. En concreto y para la cigala, una especie sedentaria que habita en madrigueras, que construye ella misma en fondos de fango, y que es especialmente vulnerable a la alteración física del hábitat provocada por el arrastre continuo, el efecto reserva se manifestó de forma inmediata. En una experiencia llevada a cabo tras un año de implantación de la reserva, se encontraron, en pescas equivalentes de igual superficie arrastrada, llevadas a cabo con la misma barca y el mismo arte, mayores abundancias dentro de la reserva, que incluían abundantes hembras con huevos (Fig. 2).

Desde ICATMAR se han propuesto algunas medidas de gestión para tratar de llevar la población de cigala a un estado sostenible. Una de ellas es la de ampliar las zonas de reserva dentro del rango de profundidad óptimo de la cigala (entre 300 y 500 m, Fig. 3), hasta llegar a un 5 o un 10% de zonas protegidas dentro del polígono entre 300 y 500 m (Fig. 4a y b). En ambas propuestas, las zonas se distribuyen de manera equitativa a lo largo de la costa y se han tenido en cuenta las zonas relevantes para las diferentes etapas de la vida de la cigala (ICATMAR, 2025b).

a)



b)

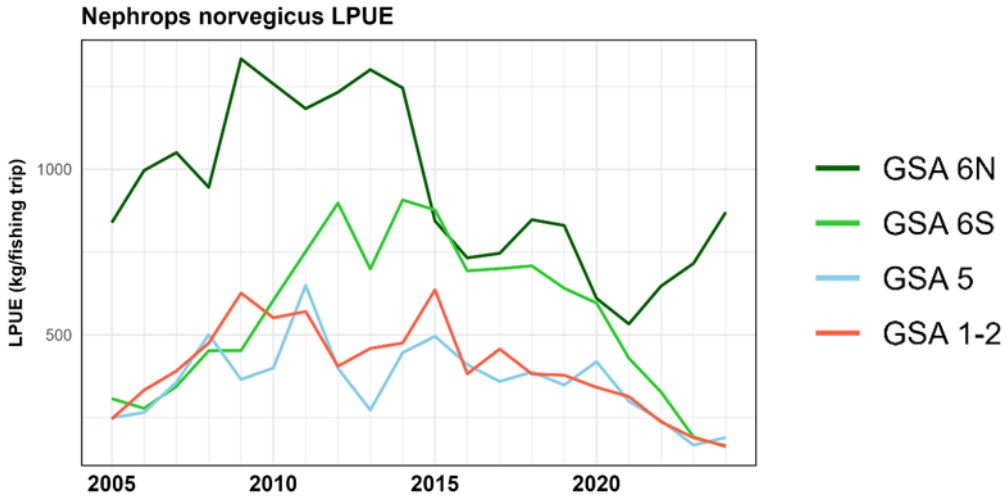


Figura 1. a) Distribución espacial de desembarques de cigala por unidad de esfuerzo (LPUE, en kg/h) a lo largo del Mediterráneo español en 2024. b) Desembarques anuales por unidad de esfuerzo (LPUE, kg/marea) en las distintas GSAs. GSA 6N: Cataluña, GSA6S: Valencia y Murcia (ICATMAR, 2025b).



Figura 2. Imágenes de captura comercial dentro y fuera de la reserva de cigala de Palamós

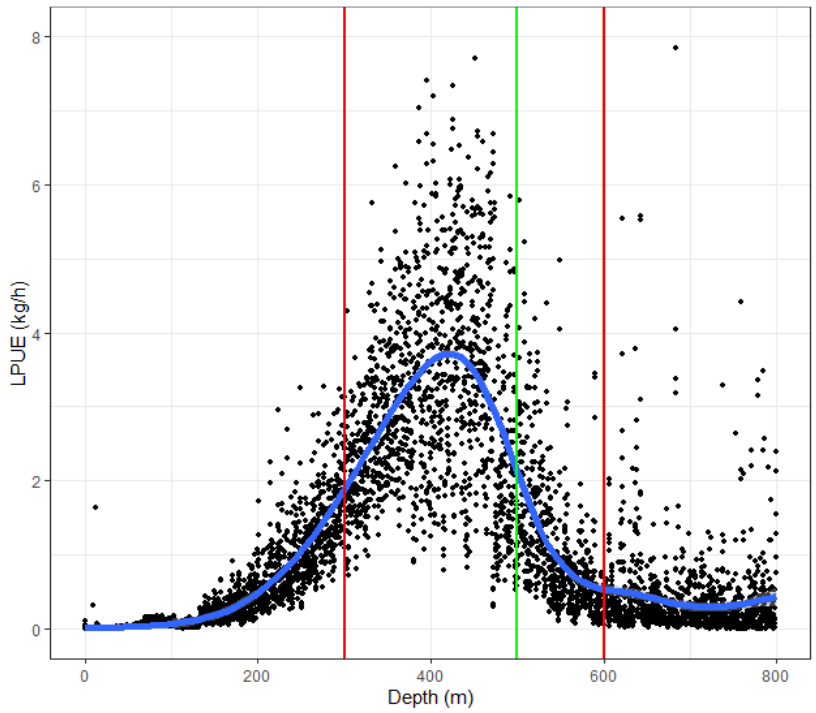
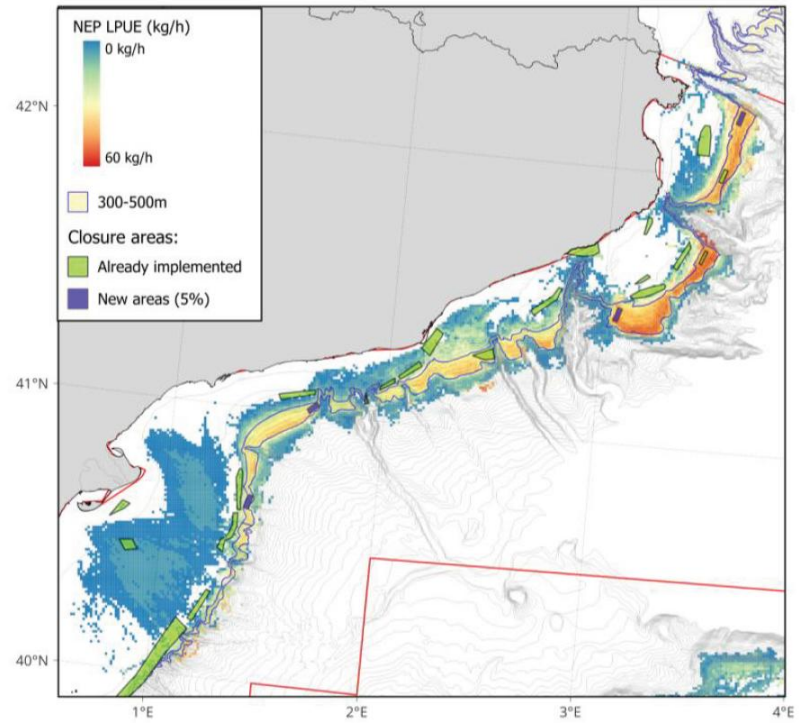


Figura 3. Distribución de los desembarques por unidad de esfuerzo (LPUE) en función de la profundidad para la cigala. Las líneas rojas corresponden a los límites de profundidad de la propuesta de la Comisión Europea (300-600 m), mientras que la línea verde marca los 500 m como límite para el rango máximo de LPUE que proponemos para esta especie (300-500 m) (ICATMAR 2025b).

a)



b)

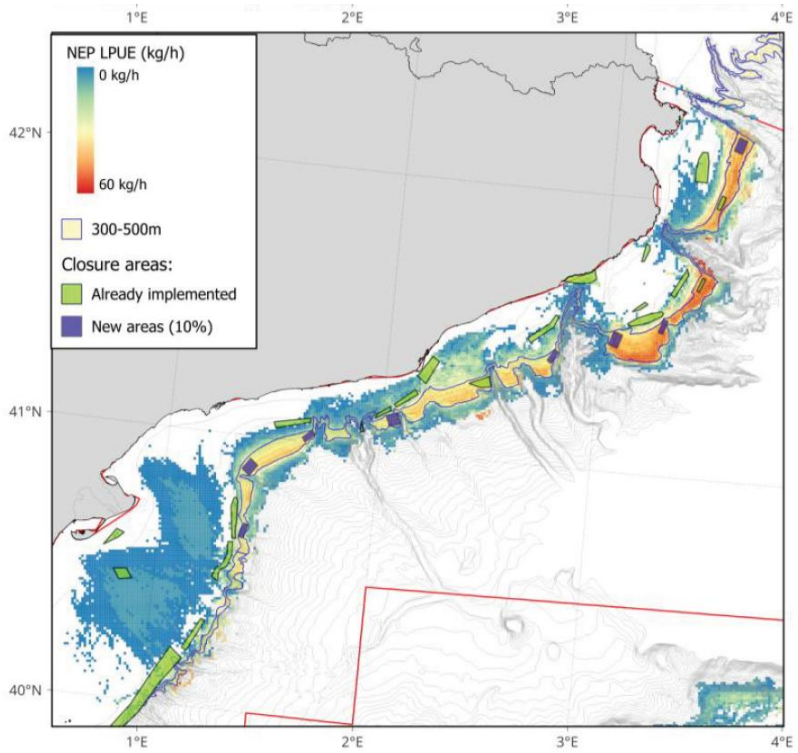


Figura 4. Propuestas para ampliar las zonas de veda permanente dentro del área de distribución principal de la cigala en la parte norte de la GSA 6 (300 500 m). Las nuevas zonas de veda propuestas se indican mediante polígonos azules. A modo de referencia, se muestran los valores de LPUE de la cigala para 2024. a) aumento de la superficie protegida al 5 % del área de 300 500 m. b) aumento de la superficie protegida hasta el 10 % de la zona de 300 500 m (ICATMAR 2025b).

Otro aspecto a considerar en la NGSA 6, es que las hembras con huevos están presentes en las capturas de agosto a febrero, con un pico entre septiembre y noviembre. En el caso de la cigala, se ha constatado que la supervivencia de los ejemplares tras su liberación es satisfactoria, ya que se han recapturado ejemplares hasta 150 días después de su marcado y liberación (Vigo et al. 2021). La liberación de hembras con huevos permitiría recuperar el potencial reproductivo perdido debido a la presión pesquera. Se trata de una medida que podría controlarse fácilmente en la lonja pesquera y que probablemente tendría un impacto económico reducido en la flota, al tiempo que beneficiaría en gran medida a la población (las hembras con huevos representan entre el 2,3 % y el 5 % del total de ejemplares capturados de la especie (ICATMAR, 2025b).

Por otro lado, en lo que se refiere al efecto “spillover” asociado a las reservas, cabe señalar que éste se ha detectado en algunas especies de peces como el salmonete y la gallineta (*Helicolenus dactylopterus*), en las reservas más antiguas (Fig. 5), pero es más difícil de visualizar con la metodología actualmente empleada, para especies territoriales y de menor movilidad como la cigala, y actualmente se está trabajando en refinar la misma para adaptarla a las características de estas especies.

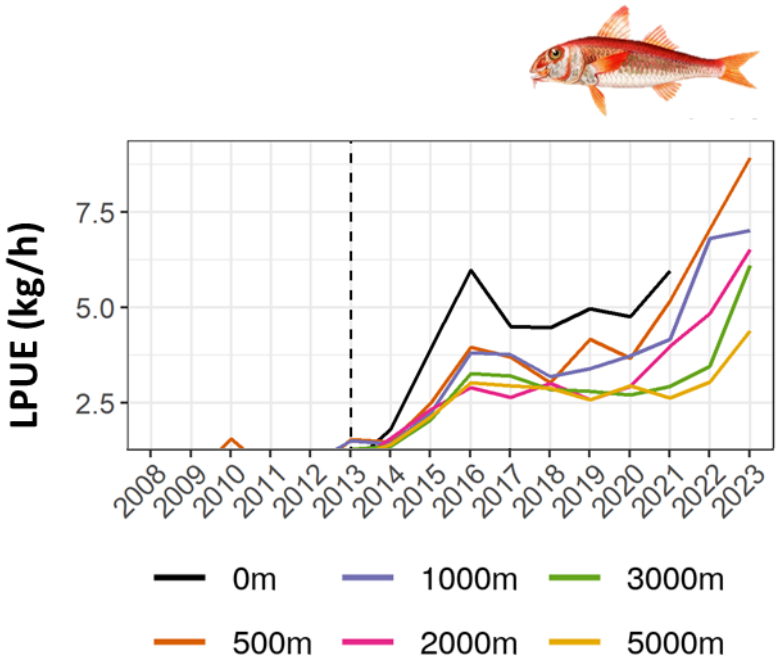


Figura 5. Capturas por unidad de esfuerzo (LPUE) de salmonete alrededor de la reserva de Roses desde el borde de la reserva (0m) hasta una distancia de 5000m de la misma (ICATMAR, 2023).

Selectividad de las mallas del copo. La gamba roja del Mediterráneo.

En cuanto a la pesquería que se lleva a cabo a mayor profundidad, la especie objetivo en nuestra zona es la gamba roja del Mediterráneo. Esta especie actualmente se ve sujeta a una doble regulación, por un lado, como el resto de las pesquerías de la zona, desde la UE se autorizan anualmente los días de pesca profunda, y por otra parte la UE establece unos límites de captura máxima anual para la especie. Esta doble regulación está generando distorsiones en la declaración de capturas, especialmente en lo que se refiere a la captura máxima anual. Por un lado, se está empezando a descartar en algunas barcas gamba de pequeño calibre para no comprometer la cuota anual, y por otro se está incrementando la proporción de capturas mixtas, en las que se mezclan especies más costeras con una pequeña proporción de capturas de gamba, para que dichas pescas se asignen a pesca costera y así no agotar los días de pesquería profunda de las barcas.

Para la protección de los reclutas de gamba, que se encuentran en su mayoría a profundidades superiores a los 800m, desde ICATMAR en 2024 se propuso la prohibición de arrastrar a más de 800m, lo que se implantó en España en mayo de 2024 como un mecanismo de compensación (FORO, 2025). Desde ICATMAR recomendamos que se implante de forma obligatoria a partir de 2027.

Otra estrategia de gestión que se ha propuesto desde ICATMAR para reducir los niveles de sobreexplotación de las especies es profundizar en el incremento de la selectividad de los artes de pesca. Con el uso de artes más selectivos, es decir, con una luz de malla más grande en el copo, se ha demostrado que se reducen los descartes de las especies objetivo y la captura incidental (Bahamon et al., 2024; ICATMAR, 2021). Desde 2010, las barcas de pesca del Mediterráneo español faenan con una malla del copo de tipo cuadrado y de 40 mm de luz de malla. A pesar de ello, se constató que en los artes de pesca continuaban capturándose ejemplares por debajo de la talla mínima de conservación (MCRS) que no se comercializaban y pasaban a formar parte del descarte de la pesca. Con el fin de reducir estas capturas no deseadas se propuso inicialmente desde ICATMAR en 2021 incrementar la selectividad de los artes de arrastre de fondo, implementando una malla cuadrada de 45mm para la pesquería costera y una malla de 50mm para la pesca profunda, cuya especie principal en el NGSA6 es la gamba rosada (ICATMAR, 2021). Como precedente para apoyar esta propuesta, cabe señalar que, en el puerto

de Palamós, desde 2017 se llevaba a cabo una experiencia de cogestión que implicaba que las barcas acogidas al plan de gestión de la gamba llevaran ya a partir de ese momento malla cuadrada en el copo de 50mm. La comparación de las distribuciones de tallas desembarcadas en puertos cercanos con distinta luz de malla en el copo, pone de manifiesto la importancia de la medida de incremento de la selectividad (Fig. 6).

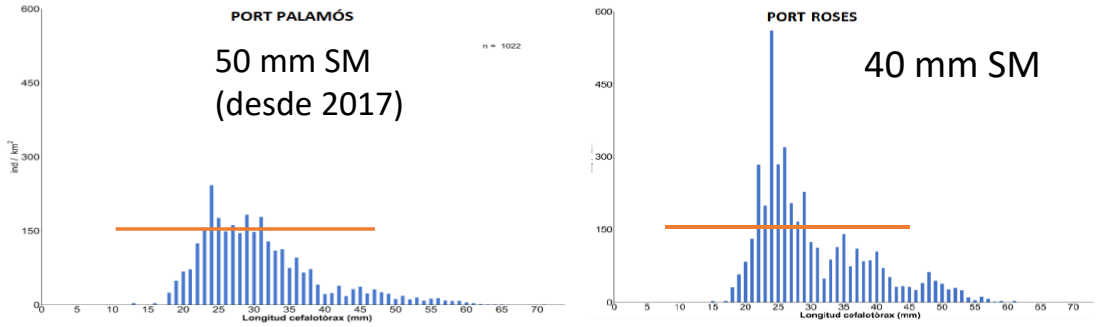


Figura 6. Comparativa de distribuciones de tallas de gamba rosada entre malla de 40mm y de 50mm cuadradas. La línea roja marca el valor de 150 ind/km^2.

Las medidas de mallas más selectivas fueron incluidas en 2022 en las oportunidades de pesca para 2023, como compensatorias a la reducción de los días de pesca, pero no se llegaron a implementar de forma obligatoria hasta el 1 de junio de 2025. En lo que concierne a las distribuciones de tallas de gamba rosada observadas en 2025, ya con la obligación de la implementación de la malla cuadrada de 50mm a partir del 1 de junio, para todas las embarcaciones del Mediterráneo español se constata, en los datos de observaciones a bordo en la NGSA6, un cierto porcentaje de gamba descartada, consecuencia directa del límite de captura establecido, descarte que no estaba presente en las distribuciones de los años anteriores, y se observa también un cierto desplazamiento de la moda y de la distribución hacia tallas ligeramente mayores (Fig. 7).

Para seguir avanzando en la implantación de artes de pesca cada vez más selectivos, recientemente, del 24 al 28 de agosto de 2026, se han realizado experimentos de selectividad con mallas cuadradas de 55 y 60mm en el copo, en la NGSA6 en los puertos de Palamós y Roses, que se espera que den resultados esperanzadores en cuanto a disminución tanto de individuos de tallas pequeñas como del descarte de organismos de la comunidad profunda.

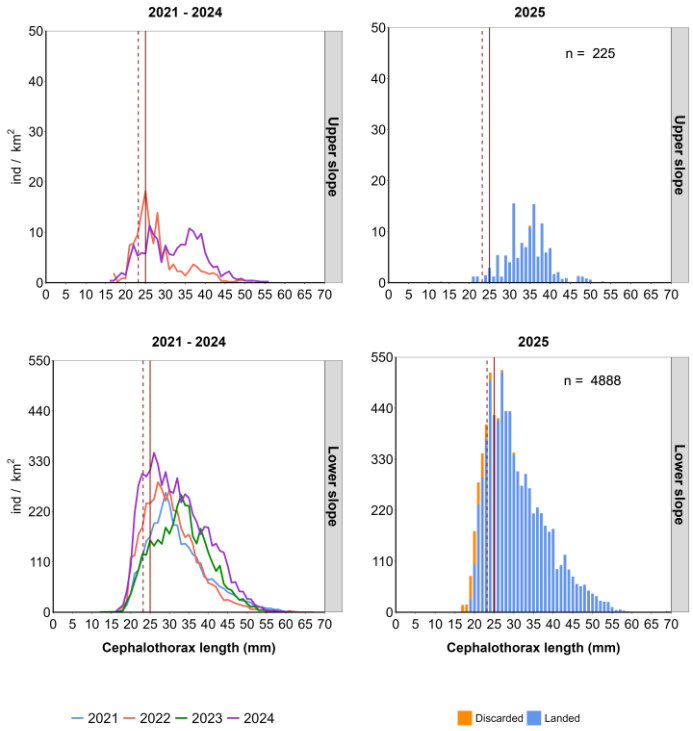


Figura 7. Distribuciones de tallas de gamba rosada en Cataluña en el período 2021-24 y en 2025 (ICATMAR, 2026 en prensa). La línea roja de puntos marca el valor de L50 y la línea roja continua el valor de MCRS.

Conclusiones

El esfuerzo pesquero no siempre guarda una correlación lineal con la mortalidad por pesca (STECF, 2025), por lo que una reducción drástica del esfuerzo pesquero en días no puede presentarse como la única vía para recuperar una población. Deben considerarse medidas alternativas, dando prioridad a aquellas que contribuyan de manera significativa a la recuperación de la población sin poner en peligro la continuidad de la actividad pesquera.

Además, dado el contexto multiespecífico de la pesquería, y que por ejemplo la cigala solo representa alrededor del 2% del total de desembarques de la flota de arrastre de fondo, que esta especie determine la reducción del esfuerzo pesquero en días, como se propuso en un inicio por parte de la UE para 2026, por ser la "especie más vulnerable", daría lugar a consecuencias poco prácticas y desequilibradas a lo largo del territorio. Deben reconsiderarse pues, las restricciones impuestas por una "especie limitante" incorporadas en el Plan de Acción para el Mediterráneo Occidental (WestMed MAP).

Desde ICATMAR presentamos dos propuestas diseñadas para mejorar el estado de la población de cigala en la NGSA6: el aumento de la superficie de las zonas de veda en el área de distribución principal de la especie y la liberación de hembras con huevos.

Por otro lado, la selectividad que es una de las medidas más efectivas para eliminar las capturas tanto de individuos de las especies comerciales por debajo de las tallas de referencia de conservación (MCRS), como para reducir el impacto en el ecosistema, reduciendo notablemente los descartes, debe considerarse un elemento prioritario en la gestión de la pesquería, y se debe seguir avanzando en los resultados obtenidos en este sentido para nuestra zona mediterránea.

Finalmente, un camino adicional a explorar y que representa un reto científico, es el de investigar con métodos

alternativos a los modelos clásicos de evaluación monoespecíficos para encontrar elementos de referencia sencillos basados en la comunidad y el ecosistema.

Bibliografía

Bahamon, N., Recasens, L., Sala-Coromina, J., Calero, B., García del Arco, J.A., Rotllant, G., Maurer, A., Rojas, A., Mutt, L., Quevedo, J., Vigo, M., Ribera-Altimir, J., Company, J.B. (2024). Selectivity-based management for reversing overexploitation of demersal fisheries in NW Mediterranean Sea. *Marine Policy* 106185 https://doi.org/10.1016/j.marpol.2024.106185

BOE (2020). Orden APA/423/2020, de 18 de mayo, *por la que se establece un plan de gestión para la conservación de los recursos pesqueros demersales en el mar Mediterráneo. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación* . Boletín Oficial del Estado, núm. 142, de 20 de mayo de 2020. Referencia: BOE-A-2020-5163

CE. (2006). *Reglamento (CE) nº 1967/2006 del Consejo, de 21 de diciembre de 2006, relativo a las medidas de gestión para la explotación sostenible de los recursos pesqueros en el Mar Mediterráneo y por el que se modifica el Reglamento (CEE) nº 2847/93 y se deroga el Reglamento (CE) nº 1626/94*. Diario Oficial de la Unión Europea, L 409, 30/12/2006, 75 pág.

CE. (2019). *Reglamento (UE) 2019/1022 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 20 de junio de 2019, por el que se establece un plan plurianual para la pesca demersal en el Mediterráneo occidental y por el que se modifica el Reglamento (UE) n.o 508/2014*. Diario Oficial de la Unión Europea, L 172, 26/06/2019, 17 pág.

DOGC (2017). *Decret 42/2017, de 2 de maig, de creació de l'òrgan de cooperació Institut Català de Recerca per a la Governança del Mar*. Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya, CVE-DOGC-A-17122116-2017, 6 pág.

Druon, J-N., Lloret, J., Sala-Coromina, J., Recasens, L., Gómez, S., Bouzas, LF., Guillen, J., & Tudela, S. (2023) Regional dynamic comanagement for sustainable fisheries and ecosystem conservation: a pilot analysis in the Catalan Sea. *Frontiers in Marine Science*, *10*, 1197878. https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1197878

Blanco, M., Carretón, M., Salat, J., Ribera, J., Bahamon, N., Garriga-Panisello, M., Balcells, M., Santos-Bethencourt, R., Galimany, E., Recasens, L., & Company, J. B. (2025). Estimación de la reducción de esfuerzo pesquero equivalente mediante medidas de sostenibilidad pesquera. En A. I. Sánchez Carratalá & J. L. Sánchez Lizaso (Eds.), *XVI Reunión del Foro Científico sobre la pesca española en el Mediterráneo* (pp. 159-168).

GFCM (2017). *Scientific Advisory Commitee on Fisheries (SAC). Working Group on Stock Assessment of Demersal Species (WGSAD)*, FAO Rome, Final Report, 70 pág.

ICATMAR (2021). Institut Català de Recerca per a la Governança del Mar (ICATMAR). *Size selectivity trials and the economic impact in GSA6 of increasing square mesh codend size from the actual 40mm to 45- and 50mm for coastal and deep-sea otter trawl fisheries, respectively* (ICATMAR, 21-05), 41 pp. DOI: 10.2436/10.8080.05.13

ICATMAR (2025a). Catalan Institute of Research for the Governance of the Sea (ICATMAR). *Economic Development of Landings inthe Fishing Sector in Catalonia 2025* (ICATMAR, 26-02) 214 pp, Barcelona. DOI: 10.20350/digitalCSIC/18255

ICATMAR (2025b). Institut Català de Recerca per a la Governança del Mar (ICATMAR) 2025. *Fisheries management proposals regarding Nephrops norvegicus in the northern GSA 6* (ICATMAR, 2510) 17 pp., Barcelona. DOI: 10.20350/digitalCSIC/18252

ICATMAR (2026 en prensa). Institut Català de Recerca per a la Governança del Mar (ICATMAR) 2025. *State of fisheries in Catalonia 2025, Part 1: Report on the monitoring of the commercial fishing fleet* (ICATMAR, 26-xx).

Lleonart,J.; J.M. Camarasa (1987). *La pesca a Catalunya el 1722 segons un manuscrit de Joan Salvador i Riera*. Estudis Marítims 1, Museu Marítim, Diputació de Barcelona, 127 pág.

Pisano, A., Marullo, S., Artale, V., Falcini, F., Yang, C., Leonelli, F. E., Santoleri, R., & Buongiorno Nardelli, B. (2020). New Evidence of Mediterranean Climate Change and Variability from Sea Surface Temperature Observations. *Remote Sensing*, *12*(1), 132. https://doi.org/10.3390/rs12010132

Sala-Coromina, J., García, J. A., Martín, P., Fernández-Arcaya, U., & Recasens, L. (2021). European hake (*Merluccius merluccius*, Linnaeus 1758) spillover analysis using VMS and landings data in a no-take zone in the northern Catalan coast (NW Mediterranean). *Fisheries Research* 237. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105870

STECF (2015). *Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF) – Mediterranean assessments part 1* (STECF-15-18). 2015. Publications Office of the European Union, Luxembourg, EUR 27638 EN, JRC 98676, 410 pp.

STECF (2025). *European Commission, Joint Research Centre, Scientific Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF) – Fishing effort regime for demersal fisheries in West Med* (STECF-25-11*).* Bastardie, F., Döring, R and Pierucci, A. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2025.

Tuset, V. M., Farré, M., Fernández-Arcaya, U., Balcells, M., Lombarte, A., & Recasens, L. (2021) . Effects of a fishing closure area on the structure and diversity of a continental shelf fish assemblage in the NW Mediterranean Sea. *Regional Studies Marine Science*, 43: 101700. https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101700

Vigo, M., Navarro, J., Masmitja, I., Aguzzi, J., García, J. A., Rotllant, G., Bahamon, N., & Company, J. B.JB (2021) Spatial ecology of Norway lobster Nephrops norvegicus in Mediterranean deepwater environments: implications for designing notake marine reserves *Marine Ecology Progress Series*, *674*, 173–188. https://doi.org/10.3354/meps13799

Influencia de la temperatura de fondo en las capturas de las especies objetivo del WEST MED MAP en la Comunidad Valenciana

María Muguerza Guerra, José Luis Sánchez Lizaso

Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Universidad de Alicante, España.

Introducción

El Mediterráneo es uno de las regiones del planeta donde más se percibe el cambio climático. El calentamiento acelerado del Mediterráneo occidental aumenta la estratificación, altera los hábitats bentónicos y provoca desplazamientos latitudinales y batimétricos de las especies demersales (González-Andrés et al., 2024). Espasandín et al. (2025) han demostrado que este calentamiento ya modifica la composición de las capturas y los ingresos de la flota en el Mediterráneo noroccidental. Además, el mar Mediterráneo afronta un importante problema de sobrepesca. Según la FAO (2022), el 62,5 % de las poblaciones comerciales del Mediterráneo y el Mar Negro siguen sobreexplotadas, con una presión pesquera que duplica los niveles biológicamente sostenibles. Esta situación es especialmente grave en las pesquerías demersales. En respuesta, la Unión Europea adoptó el Plan plurianual para la pesca demersal en el Mediterráneo occidental, WEST MED MAP, (Reglamento UE 2019/1022), que actualmente es principal instrumento de gestión de la flota de arrastre del Mediterráneo.

El WEST MED MAP persigue alcanzar, el rendimiento máximo sostenible de la especie más vulnerable de las

cinco seleccionadas: merluza (*Merluccius merluccius*), salmonete de fango (*Mullus barbatus*), cigala (*Nephrops norvegicus*), gamba roja (*Aristeus antennatus*) y gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*) (Céspedes-Rodríguez et al., 2025), e introduce reducciones del esfuerzo pesquero y vedas espacio-temporales (Órdenes APA/423/2020, APA/753/2020, APA/799/2022 y APA/146/2024). Estas medidas que buscan la sostenibilidad, han supuesto un esfuerzo considerable por parte del sector, que denuncia pérdidas de rentabilidad.

Resulta por ello indispensable separar los efectos de la presión pesquera de los del cambio climático, ya que ambos actúan simultáneamente sobre la abundancia, la distribución y el valor comercial de las especies objetivo. El presente trabajo tiene como objetivo analizar la relación entre el aumento de la temperatura del fondo marino y las capturas de las principales especies demersales de la flota de arrastre de la Comunidad Valenciana durante 2011-2025, evaluando sus consecuencias sobre la distribución espacial de los recursos y sobre la rentabilidad económica del sector.

Material y métodos

Área de estudio y fuentes de datos

El estudio se desarrolló en el litoral de la Comunidad Valenciana (GSA-6 sur), abarcando las 17 lonjas con actividad de arrastre de fondo entre Vinaròs y Torrevieja, para el período 2011-agosto de 2025 (capturas) y 2011-2026 (temperatura). Los datos de temperatura potencial de fondo (thetao) proceden del producto *Mediterranean Sea Physics Reanalysis* de *Copernicus Marine Service* (MEDSEA_MULTIYEAR_PHY_006_004; resolución espacial 4,2 km, temporal mensual), procesados con Python (netCDF4, pandas) para extraer, en cada coordenada, la temperatura y la profundidad de la capa más profunda. Tras el control de calidad se obtuvieron 10.488 registros válidos (874 ubicaciones), clasificados en cuatro rangos batimétricos: plataforma continental (46-200 m), talud superior (200-400 m), talud medio (400-600 m) y talud inferior (600-846 m).

Los datos de captura corresponden a 4.477.458 registros de primera venta en lonja (2011-2025), filtrados por censo modal “arrastre” y estandarizados en R a las cinco especies objetivo. A cada lonja se le asignaron coordenadas para el análisis de gradientes latitudinales. Se eliminaron registros con valores faltantes, cantidades o censo modal nulos, y fechas fuera del período de estudio.

Indicadores y asignación de temperatura

El esfuerzo se definió como el número de días de pesca por barco. La captura por unidad de esfuerzo (CPUE, kg/día) se calculó como el cociente entre la captura y los días de pesca, y el valor por unidad de esfuerzo (VPUE, €/día) como el cociente entre los ingresos y los días de pesca. A cada especie se le asignó el rango batimétrico de su distribución habitual (merluza y salmonete: 46-200 m; gamba blanca y cigala: 200-400 m; gamba roja: 400-600 m), calculando para cada combinación de año y mes la temperatura media del rango correspondiente.

Análisis estadísticos

Todos los análisis se realizaron en R 4.5.2 (readxl, dplyr, tidyr, ggplot2, mgcv, sf, entre otros). Las tendencias de

temperatura, CPUE, VPUE y precio se evaluaron con la prueba de Mann-Kendall y el estimador de pendiente de Sen. Para cada especie se ajustó un modelo aditivo generalizado (GAM, familia Gamma con enlace logarítmico, s(temp, k = 4)) que relaciona la CPUE con la temperatura de fondo, del que se extrajeron la temperatura óptima, el rango óptimo (≥80 % del máximo) y la devianza explicada. El desplazamiento espacial se evaluó mediante la latitud media ponderada por CPUE y modelos GAM con interacción tensorial temperatura × latitud. El análisis económico incluyó estadísticos descriptivos de precio, correlaciones precio-cantidad (Pearson y Spearman), elasticidad precio-cantidad, y la clasificación de cada especie según la evolución conjunta de CPUE y VPUE en los escenarios crítico, alerta o estable.

Resultados

Calentamiento del fondo marino por rango de profundidad

La temperatura media anual de fondo aumentó de 13,8-13,9 °C (2011-2016) a 14,3 °C en 2025. El calentamiento fue significativo en los cuatro estratos analizados (Tabla 1), siendo más intenso en el talud superior (200-400 m; +0,044 °C/año) y el talud medio (400-600 m; +0,041 °C/año), que coinciden con el hábitat de la gamba roja y la cigala, mientras que el talud inferior (600-846 m) mostró el calentamiento más moderado (+0,024 °C/año) pero con la tendencia más lineal (τ = 0,967). La plataforma continental (46-200 m) presentó la mayor variabilidad interanual, reflejo de su exposición atmosférica (Fig. 1).

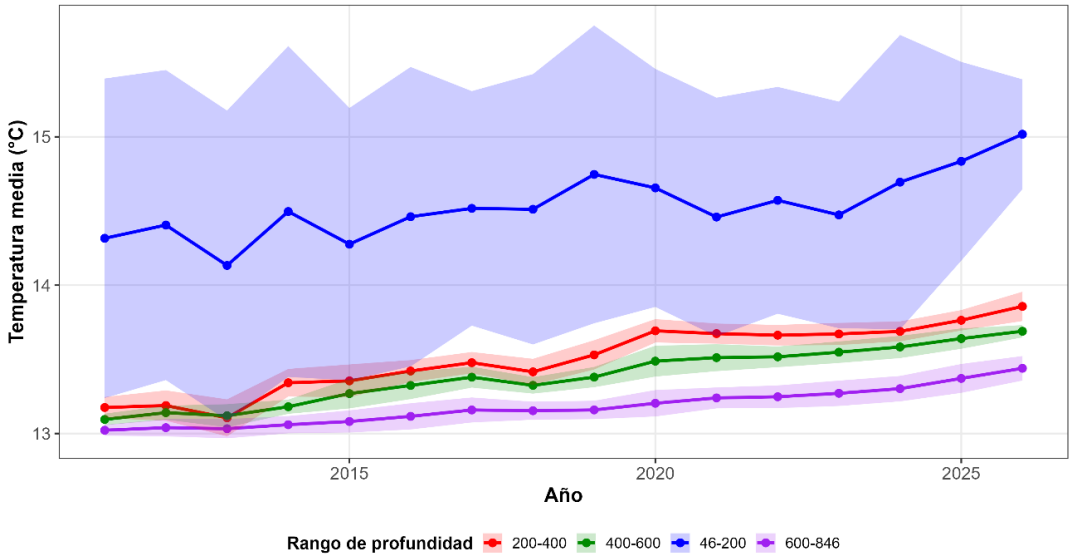


Figura 1. Evolución de la temperatura media anual de fondo (°C) por rango de profundidad (2011-2026). Las bandas sombreadas representan el intervalo de confianza al 95 %.

Tabla 1. Tendencias de calentamiento por rango de profundidad (2011-2025). Todas las tendencias son significativas (p < 0,01).

Rango batimétrico	τ Kendall	Pendiente Sen (°C/año)	Cambio total (°C)	R^2
Plataforma (46-200 m)	0,617	+0,0365	+0,70	0,68
Talud superior (200-400 m)	0,833	+0,0443	+0,68	0,93
Talud medio (400-600 m)	0,967	+0,0405	+0,59	0,98
Talud inferior (600-846 m)	0,967	+0,0242	+0,42	0,96

CPUE, temperatura óptima de captura y tendencias

La CPUE media (2011-2025) fue mayor en merluza (28,4 kg/día) y menor en cigala (5,4 kg/día). La evolución temporal (Fig. 2) muestra tendencias divergentes: la gamba blanca aumenta significativamente (pendiente +3,54 kg/día/año; $p < 0,001$), superando los 60 kg/día en 2025, mientras que la cigala disminuye de forma sostenida (-0,429 kg/día/año; $p < 0,001$). Merluza, gamba roja y salmonete se mantienen estables.

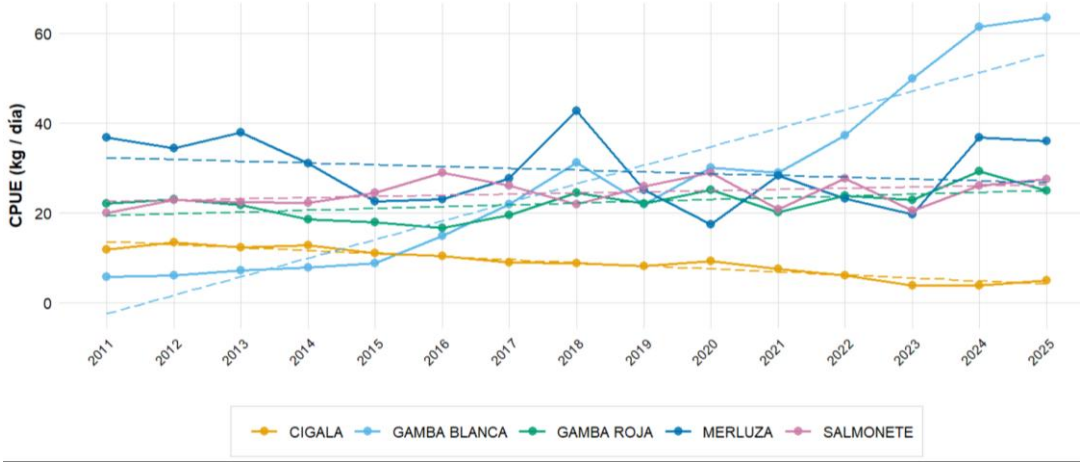


Figura 2. Evolución de la CPUE (kg/día) por especie, 2011-2025. Líneas discontinuas: tendencia lineal.

Los modelos GAM (Tabla 2) muestran una respuesta térmica muy específica: la cigala presenta la temperatura óptima en la zona de estudio más baja y el rango más estrecho (13,09-13,30 °C; devianza explicada 80,2 %), mientras que la gamba blanca y el salmonete alcanzan su máxima CPUE en torno a 14,8 °C. En la merluza, la temperatura explica muy poca variabilidad (2,9 %), lo que indica que otros factores (esfuerzo, vedas) determinan mejor su evolución.

Tabla 2. Temperatura óptima de captura estimada mediante modelos GAM (CPUE ~ s(temperatura)).

Especie	T óptima (°C)	Rango óptimo (°C)	CPUE máx. (kg/día)	Devianza (%)
Cigala	13,09	13,09 - 13,30	7,8	80,2
Gamba roja	13,76	13,11 - 13,76	14,2	26,4
Merluza	14,13	14,13 - 14,83	30,3	2,9
Gamba blanca	14,83	14,79 - 14,83	69,2	50,5
Salmonete	14,83	14,27 - 14,83	23,6	23,9

Reorganización espacial de las capturas

El modelo GAM de interacción temperatura × latitud fue significativo para las cinco especies, confirmando que el efecto del calentamiento varía a lo largo de la costa. La gamba blanca se desplazó significativamente hacia el norte (pendiente +0,0121° lat/año; p = 0,0015) y la gamba roja en menor medida (+0,0069; p = 0,029), mientras que la merluza se contrajo hacia el sur (-0,0277; p = 0,023) (Fig. 3). La cigala y el salmonete no mostraron desplazamiento significativo, pero conservan gradientes latitudinales marcados (cigala concentrada en el sur; salmonete y merluza con mayor rendimiento en el norte).

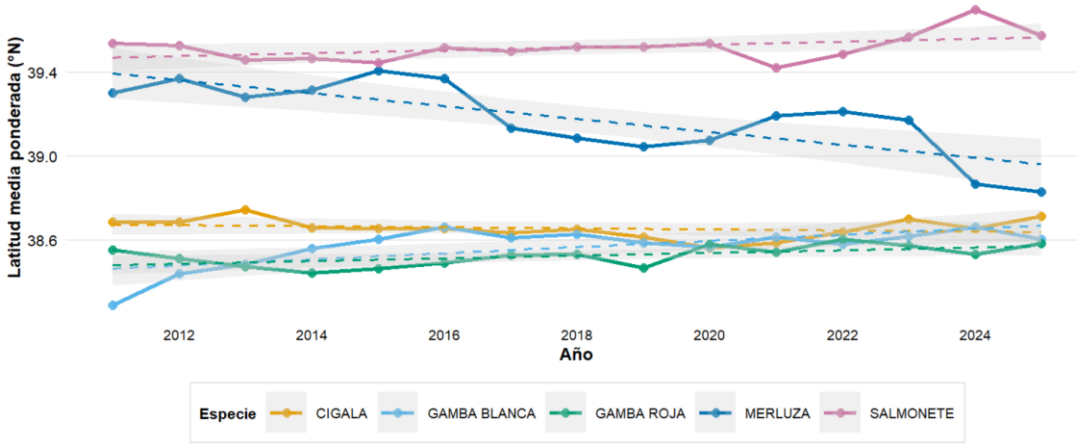


Figura 3. Desplazamiento de la latitud media ponderada por CPUE (°N), 2011-2025, por especie.

Efectos económicos: precio, VPUE y polarización geográfica

El precio medio fue máximo en gamba roja (43,6 €/kg) y cigala (32,5 €/kg), y mínimo en salmonete (6,16 €/kg). La elasticidad precio-cantidad fue negativa en las cinco especies (ley de la oferta) pero baja en valor absoluto (entre -0,08 y -0,22), indicando una demanda inelástica que impide compensar caídas de captura con subidas de precio.

El VPUE integra abundancia y precio y constituye el mejor indicador de rentabilidad (Tabla 3). La cigala es la única especie en escenario crítico, con descensos significativos simultáneos en CPUE y VPUE (-2,84 €/día/año); la gamba blanca combina fuertes crecimientos de CPUE y VPUE (expansión); la gamba roja mantiene su CPUE pero revaloriza su precio (+1,00 €/kg/año, VPUE +16,1 €/día/año); merluza y salmonete permanecen estables.

Tabla 3. Tendencias de CPUE y VPUE y clasificación de escenario por especie (2011-2025). n.s.: no significativo; * p<0,05; ** p<0,01; *** p<0,001.

Especie	Tend. CPUE (kg/día/año)	Tend. VPUE (€/día/año)	Escenario
Cigala	-0,429 ***	-2,84 **	Crítico
Gamba blanca	+3,54 ***	+29,2 ***	Expansión (estable)
Gamba roja	n.s.	+16,1 ***	Revalorización (estable)
Merluza	n.s.	n.s.	Estable
Salmonete	n.s.	+1,76 *	Estable

La variación espacial del VPUE (Fig. 4) evidencia una clara polarización: las lonjas del sur (Dénia, Altea, Villajoyosa, Santa Pola) concentran la mayoría de ingresos de los crustáceos (cigala, gamba blanca y gamba roja), mientras que las del norte (Vinaròs, Benicarló, Sagunto) dependen más de la merluza y el salmonete.

Discusión

El calentamiento detectado en la GSA-6 es generalizado pero diferencial por estrato, siendo más intenso en el talud superior y medio (200-600 m), hábitat de la gamba roja y la cigala. Este patrón térmico estratificado, junto con el rango de tolerancia térmica global de cada especie (FishBase y SeaLifeBase; Froese y Pauly, 2025; Palomares y Pauly, 2025), permite interpretar la respuesta observada. La cigala presenta el rango de tolerancia más frío y estrecho a escala global (3,3-13,7 °C), y su óptimo local (13,1 °C) se sitúa ya en el límite superior de dicho rango, lo que explica su declive continuo en CPUE y VPUE. Este resultado coincide con estudios recientes que relacionan el calentamiento y la salinización de las aguas intermedias de la GSA-6 con la caída de las capturas de cigala desde mediados de la década de 2010 (Mingote et al., 2026), y es coherente con la disminución general de especies de afinidad fría descrita por Espasandín et al. (2025) para el Mediterráneo noroccidental.

En el extremo opuesto, la gamba blanca tolera un rango térmico amplio (9,4-19,5 °C) y su óptimo local (14,8 °C) se sitúa en el centro de dicho rango, lo que le confiere resiliencia y explica su expansión hacia el norte, en línea con lo descrito por González-Andrés et al. (2024). La gamba roja presenta una paradoja económica: su CPUE es estable, pero su VPUE crece por revalorización del precio, posiblemente porque el calentamiento aún no ha superado su umbral crítico en la zona. La merluza, con una relación débil con la temperatura (devianza no significativa), parece responder más a la presión pesquera y a las vedas que al clima (Hidalgo et al., 2009; Maravelias et al., 2007), y su desplazamiento hacia el sur podría reflejar una contracción de su área de

distribución hacia aguas más profundas.

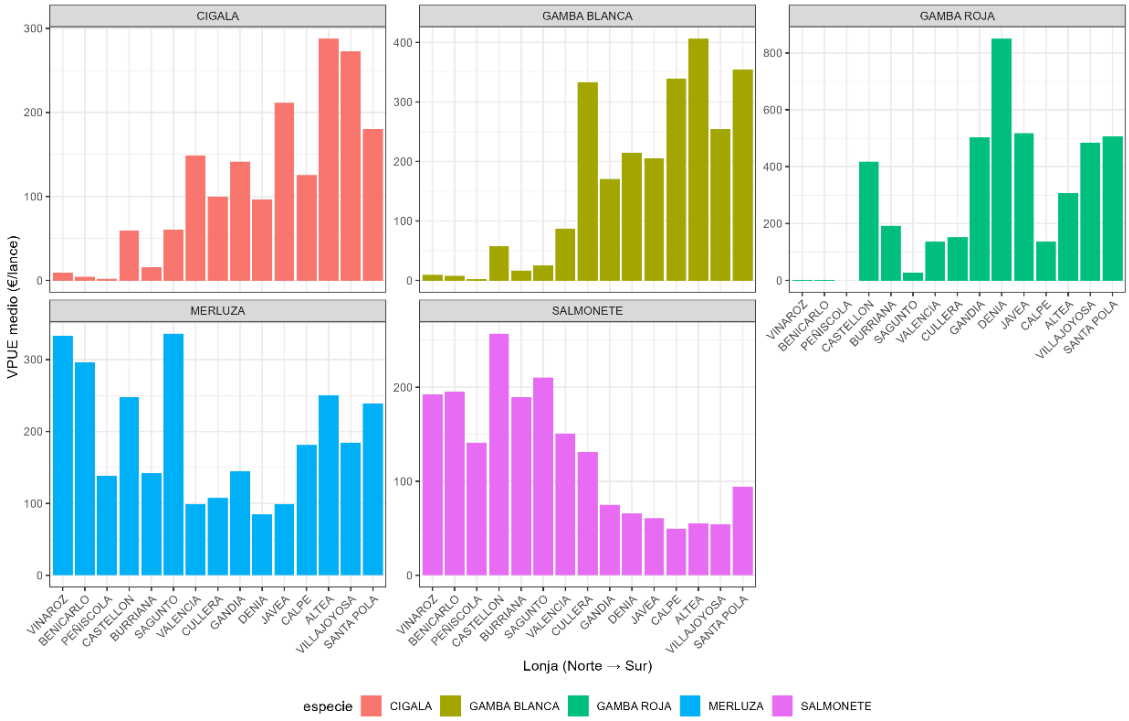


Figura 4. VPUE medio (€/lance) por lonja y especie, ordenadas de norte a sur (2011-2025).

La reorganización espacial genera una polarización geográfica de los ingresos—crustáceos en el sur, peces demersales en el norte— coherente con la reorganización de capturas e ingresos descrita a escala regional por Espasandín et al. (2025), y que se ve reforzada por la morfología del fondo: la plataforma continental es más amplia en Castellón (favoreciendo especies someras) y más estrecha en Alicante, donde el talud se acerca a la costa (favoreciendo gamba roja y cigala). Esta especialización, junto con la baja elasticidad precio-cantidad detectada, implica que la única vía sostenible para mantener la rentabilidad ante el calentamiento es la recuperación de los stocks o la diversificación hacia especies resilientes, no la compensación vía precios.

Estos resultados cuestionan algunos supuestos del WEST MED MAP y sus medidas de aplicación en el Mediterráneo occidental: las vedas fijas en el espacio y el tiempo pueden resultar ineficaces para especies cuya distribución cambia con el clima, y el objetivo de alcanzar el rendimiento máximo sostenible de la especie más vulnerable —actualmente la cigala— puede estar más condicionado por el cambio climático que por la presión pesquera (Céspedes-Rodríguez et al., 2025). Se recomienda incorporar la temperatura óptima de captura como criterio complementario en la gestión del WEST MED MAP evitando las especies estrangulamiento, particularmente de aquellas cuya abundancia influida principalmente por factores climáticos.

Conclusión

El fondo marino de la GSA-6 se ha calentado significativamente en todos los rangos de profundidad (0,024-0,044 °C/año), con mayor intensidad en el hábitat de la gamba roja y la cigala. La respuesta pesquera es específica por especie: la cigala es la más vulnerable, con declive simultáneo de CPUE y VPUE, mientras que la gamba blanca

es la más resiliente, con expansión en ambos indicadores. La gamba roja mejora su rentabilidad por revalorización del precio, y merluza y salmonete permanecen estables. Se detecta una reorganización espacial —crustáceos hacia el norte, merluza hacia el sur— que polariza geográficamente los ingresos entre las lonjas del sur y del norte del litoral valenciano. La baja elasticidad precio-cantidad limita la capacidad del sector para compensar caídas de captura mediante subidas de precio. En conjunto, el calentamiento del fondo marino ya condiciona la pesquería de arrastre valenciana, y se recomienda revisar el WEST MED MAP para incorporar criterios térmicos regionalizados, evitando restricciones que no aborden la interacción real entre cambio climático y pesca.

Bibliografía

Céspedes-Rodríguez, E. C., Forcada, A., & Sánchez-Lizaso, J. L. (2025). El Plan Multianual de Gestión de los Recursos Demersales del Mediterráneo Occidental: ¿Hacia dónde podemos ir? En *XVI Reunión del Foro Científico sobre la Pesca Española en el Mediterráneo* (pp. 181–188). Publicaciones Universidad de Alicante.

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

Consejo de la Unión Europea. (2006). Reglamento (CE) nº 1967/2006, de 21 de diciembre de 2006, relativo a las medidas de gestión para la explotación sostenible de los recursos pesqueros en el Mar Mediterráneo. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX:32006R1967

Copernicus Marine Service. (2022*). Mediterranean Sea Physics Reanalysis* [Data set]. E.U. Copernicus Marine Service Information (CMEMS). https://doi.org/10.25423/CMCC/MEDSEA_MULTIYEAR_PHY_006_004_E3R1

Espasandín, L., Ramírez, F., Ortega, M., Villarino, E., Chust, G., Sbragaglia, V., & Coll, M. (2025). Ocean warming effects on catch and revenue composition in the Northwestern Mediterranean Sea. *Global Change Biology*, 31(3), Artículo e70112. https://doi.org/10.1111/gcb.70112

Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2022). *The State of Mediterranean and Black Sea Fisheries 2022 (SoMFi 2022)*. General Fisheries Commission for the Mediterranean.

Froese, R. y Pauly, D. (Eds.) (2025). *FishBase*. www.fishbase.org (consultada el 20 de mayo de 2026).

García-De-Vinuesa, A., Breen, M., Benoît, H. P., Maynou, F. & Demestre, M. (2020). Seasonal variation in the survival of discarded Nephrops norvegicus in a NW Mediterranean bottom-trawl fishery. *Fisheries Research*, 230, 105671. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105671

Generalitat Valenciana. (s.f.). Plan plurianual para la pesca demersal en el Mediterráneo occidental. Portal Agrari. https://portalagrari.gva.es

González-Andrés, C., Ramírez-Romero, E., Guijarro, B., Farré, M., Macias, D. & Massutí, E. (2024). Warming promotes expansion of a key demersal fishing resource of the western Mediterranean. *Frontiers in Marine Science.* https://doi.org/10.3389/fmars.2024.1494177

Hidalgo, M., Rouyer, T., Massutí, E., Moranta, J., Guijarro, B. & Stenseth, N. C. (2009). A shift in a hake (*Merluccius merluccius*) population of the NW Mediterranean induced by a combined effect of climate and fishery harvesting. *ICES*. https://doi.org/10.17895/ices.pub.25070960

Lotito, D., et al. (2025). Warming-driven biotic differentiation of demersal fish across depths in the central

Mediterranean Sea. *Journal of Marine Systems*.

Maravelias, C. D., Tsitsika, E. V. & Papaconstantinou, C. (2007). Environmental influences on the spatial distribution of European hake (*Merluccius merluccius*) and red mullet (*Mullus barbatus*) in the Mediterranean. *Ecological Research*, 22, 678-685. https://doi.org/10.1007/s11284-006-0309-0

Mingote, M. G., Cyr, F., Galimany, E., Santos-Bethencourt, R., Isern-Fontanet, J., Ribera-Altimir, J., Sala-Coromina, J., Panisello-Garriga, M., & Company, J. B.: Long-term variability of Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) landings in relation to a changing climate in the Northwestern Mediterranean Sea, EGUsphere [preprint], https://doi.org/10.5194/egusphere-2026-1554, 2026 .

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (2022). Real Decreto 502/2022, de 27 de junio, por el que se regula el ejercicio de la pesca en los caladeros nacionales. *Boletín Oficial del Estado*.

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (2024). Orden APA/412/2024, de 5 de mayo, por la que se modifica el anexo III de la Orden APA/423/2020, de 18 de mayo. *Boletín Oficial del Estado*.

Palomares, M.L.D. y Pauly, D. (Eds.) (2025). *SeaLifeBase*. www.sealifebase.org (consultada el 20 de mayo de 2026).

Parlamento Europeo y Consejo de la Unión Europea. (2019). Reglamento (UE) 2019/1022, de 20 de junio de 2019. https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2019/1022/oj/spa

Tomàs-Ferrer, J., Sanz-Martín, M., Jordà, G., Tugores, M. P., and Massutí, E. (2020). *Potential vulnerability of demersal fisheries to Western Mediterranean warming.* EGU General Assembly 2020, EGU2020-6088. https://doi.org/10.5194/egusphere-egu2020-6088

Control del esfuerzo pesquero en el arrastre mediterráneo mediante cuotas de área barrida y volumen de agua filtrada

Ignacio José Soler Martínez[1], Agustín Mayans Fernández[1]

[1] *Kongsberg Discovery Spain, S.L. Villajoyosa (Alicante), España*

ignacio.soler@simrad.com · agustin.mayans@simrad.com

1. Introducción

La pesquería de arrastre de fondo del Mediterráneo occidental es multiespecífica, lo que impide gestionarla solo con totales admisibles de capturas por especie. Por ello, el plan plurianual de la UE para las especies demersales regula la flota ajustando el esfuerzo pesquero, definido como:

Esfuerzo = N.º de buques × Capacidad de pesca (GT o potencia) × Días de actividad (1)

El ajuste combina reducción de esfuerzo con medidas de selectividad de las redes, ya que el arrastre de fondo no puede ser completamente selectivo. Ambos ajustes deben mantener, además, un nivel suficiente de rentabilidad económica para la flota.

Sin embargo, la magnitud en la que se basan las recomendaciones científicas no es el esfuerzo administrativo, sino la mortalidad por pesca en el rendimiento máximo sostenible (F_{MSY}). Traducir F_{MSY} en días de actividad exige suponer que cada día de un buque ejerce una mortalidad conocida y estable, supuesto que este trabajo pone en cuestión.

La Tabla 1 resume las recomendaciones de la STECF para 2025. Después de once años de limitaciones, las capturas han aumentado, pero la reducción de mortalidad necesaria sigue siendo de la misma magnitud que al inicio. El propio informe señala la falta de datos fiables de esfuerzo, que obliga a aplicar modelos y filtros matemáticos para elaborar las recomendaciones.

Este trabajo propone medir el esfuerzo donde se produce la mortalidad: en la red, durante el arrastre. Se describe el método, se analizan datos reales de cinco buques y se plantea un sistema de gestión basado en cuotas de área barrida y de volumen de agua filtrada.

2. Limitaciones del modelo actual de esfuerzo

Si el esfuerzo no ha bajado pese a reducir buques y días, lo que ha crecido es la capacidad de pesca de cada buque. Y como el sistema actual no mide esa capacidad, la única palanca que le queda a la administración es seguir recortando días de actividad.

2.1. La potencia declarada no refleja la potencia real

La Figura 1 muestra la evolución de la flota de arrastre de un puerto mediterráneo entre 1986 y 2013. El número de buques cayó de 81 a 33 y la potencia oficial total de 27.691 a 8.828 CV. En cambio, la potencia real por buque pasó de unos 400 CV a unos 840 CV, con el inicio del aumento en 1996 coincidiendo con la renovación de la flota.

En 1986 la potencia real superaba a la oficial en un 17%; en 2013 la triplicaba. La limitación del tiempo de actividad diaria agrava el problema: llegar antes al caladero da ventaja, lo que incentiva instalar más potencia, y la potencia instalada termina usándose también para arrastrar redes mayores.

Tabla 1. Mortalidad por pesca y capturas de los principales stocks demersales (fuente: STECF 24-10).

GSA	Especie	F 2019 – F 2023 – FMSY	Var. F 2019–2023	Capturas 2023 (t)	Objetivo 2025 (t)	Var. F 2023–2025	Var. capturas 2023–2025
1-5-6-7	Merluza	1,78 – 1,68 – 0,57	-6%	2.651,3	1.189,9	-66%	-55%
1	Gamba blanca	0,91 – 0,99 – 1,02	+9%	960,0	–	+3%	–
5-6-7	Gamba blanca	1,41 – 0,88 – 1,46	-38%	1.552,1	–	+69%	–
1	Salmonete de fango	1,59 – 1,24 – 0,63	-22%	217,3	110,1	-49%	-49%
6	Salmonete de fango	1,33 – 1,40 – 0,44	+5%	1.164,0	455,4	-69%	-61%
5	Cigala	–	–	23,2	25,7	–	+11%
6	Cigala	1,12 – 0,68 – 0,29	-39%	147,6	74,3	-57%	-50%
1-2	Gamba roja	0,64 – 0,42 – 0,29	-34%	204,9	154,5	-31%	-25%
5	Gamba roja	2,14 – 1,46 – 0,33	-32%	145,8	52,6	-77%	-64%
6-7	Gamba roja	1,16 – 1,08 – 0,25	-7%	547,0	207,9	-77%	-62%

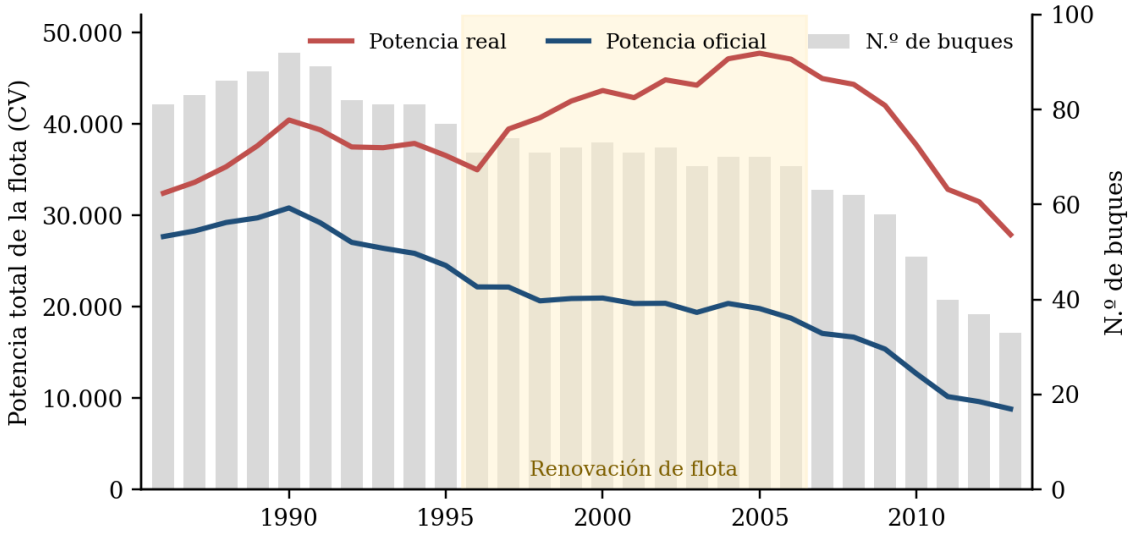


Figura 1. Evolución de la flota de arrastre de un puerto mediterráneo, 1986-2013: potencia total real y oficial (CV) y número de buques.

2.2. La capacidad de pesca depende del aparejo, no del motor

La resistencia al avance de un tren de arrastre se reparte aproximadamente así: red y flotadores, 70%; puertas, 15%; cables, 10%; malletas y vientos, 5%. El buque debe poder remolcar el aparejo a la velocidad deseada usando como máximo el 80% de su capacidad de motor, y el consumo de combustible crece de forma exponencial con la carga.

La red y las puertas son, por tanto, donde la tecnología cambia la capacidad de pesca. Los materiales de alta tenacidad (Dyneema) reducen el diámetro de los hilos y el peso de relingas y vientos; los paneles de malla cuadrada y las mallas sin nudo mejoran la filtración; las puertas voladoras reducen el contacto con el fondo con menor superficie de tablero. En el proyecto PORTES (Baleares, buque *Nuevo Joven Josefina*), un arte ecosistémico redujo la tracción necesaria de 600 CV a 350 CV.

La misma tecnología puede usarse en sentido contrario: con la misma potencia se puede remolcar una red mayor. Un indicador basado en la potencia o el arqueo no distingue entre ambos casos.

3. Metodología: medición del esfuerzo sobre el caladero

El esfuerzo real se mide como la porción de ecosistema que la red recorre mientras está en el fondo. Según la especie objetivo, esa porción es una superficie o un volumen, y ambos se obtienen multiplicando una dimensión de la red por la distancia recorrida en arrastre.

3.1. Especies bentónicas: esfuerzo por área barrida

Las redes de dos paneles (tangoneras) están diseñadas para barrer la mayor superficie posible, porque la especie objetivo vive sobre el fondo o muy cerca de él. Su esfuerzo se mide por el área barrida, tomando como anchura la distancia entre calones (abertura horizontal, D_h):

$$E_A = D_h \times L \tag{2}$$

Donde L es la distancia recorrida por la red en arrastre. Alternativamente, puede usarse la distancia entre puertas, que representa el área afectada por el conjunto del aparejo.

3.2. Especies demersales: esfuerzo por volumen filtrado

Las redes de cuatro paneles buscan especies que se encuentran cerca del fondo pero no sobre él, por lo que su abertura vertical es mayor que la de las tangoneras. Su esfuerzo se mide por el volumen de agua filtrada:

$$E_V = C_p \times L, \qquad C_p = \frac{P^2}{4\pi} \tag{3}$$

El círculo de pesca define por construcción la capacidad de captura de la red. Por ello, el área del círculo de pesca (C_p) se calcula a partir de su perímetro (P), medido directamente sobre la red o tomado del plano del fabricante.

3.3. Adquisición de datos

La distancia arrastrada se obtiene integrando la velocidad a intervalos cortos de tiempo:

$$L = \sum_i v_i \, \Delta t_i \tag{4}$$

El sistema de sensores del aparejo y la electrónica del buque registran los parámetros necesarios:

- Posición, velocidad y rumbo del buque.
- Distancia entre puertas y distancia entre calones.

- Altura de la relinga de corchos.
- Posición de inicio del arrastre, cuando la red toca fondo.
- Posición de fin del arrastre, cuando se inicia la maniobra de virada.
- Distancia recorrida por la red durante el arrastre.

Solo se contabiliza el tramo de arrastre efectivo, detectado automáticamente, de modo que el tiempo de navegación hasta el caladero no computa como esfuerzo. Área y volumen se calculan para cada lance, con independencia del arte utilizado.

4. Sistema de gestión del esfuerzo pesquero real

El sistema propuesto asigna a cada buque una cuota anual de área barrida y otra de volumen filtrado, y descuenta de ellas el esfuerzo medido en cada lance. Cuando se agota una de las dos cuotas, el buque debe detener la actividad hasta que la autoridad la restablezca.

4.1. Cuota de referencia

La cuota de referencia equivale al esfuerzo que puede ejercer un buque de 500 CV, el límite de potencia vigente. Se parte de una capacidad de tracción de 6.000 kg, de la que el 70% (4.200 kg) se asigna a la resistencia de la red. Con esa resistencia se escalan dos modelos de red de la campaña MEDITS, usada como referencia con datos de 2025: una red de cuatro paneles para demersales, con un área del círculo de pesca de 82,48 m², y una red de dos paneles para bentónicas, con una abertura horizontal de 24,06 m (Tabla 2).

Tabla 2. Parámetros y resultado de la cuota de referencia.

Parámetro	Red de dos paneles (área)	Red de cuatro paneles (volumen)
Dimensión de la red	Dh = 24,06 m	Cp = 82,48 m²
Velocidad de arrastre	3,2 nudos (1,65 m/s)	2,7 nudos (1,39 m/s)
Tiempo de arrastre	10 h/día	10 h/día
Días de actividad	190	190
Cuota anual	**270,92 km²**	**783,62 hm³**

La cuota resulta de aplicar las ecuaciones (2) y (3) a estos parámetros; por ejemplo, para el área: 24,06 m × 1,65 m/s × 36.000 s/día × 190 días ≈ 270,92 km².

4.2. Arquitectura

El equipo de a bordo puede aprovechar los sensores de monitorización ya instalados, siempre que proporcionen apertura entre calones y entre puertas, altura de la red, posición de las puertas y velocidad. Los datos se transfieren al volver a puerto y se gestionan en la nube (Figura 2).

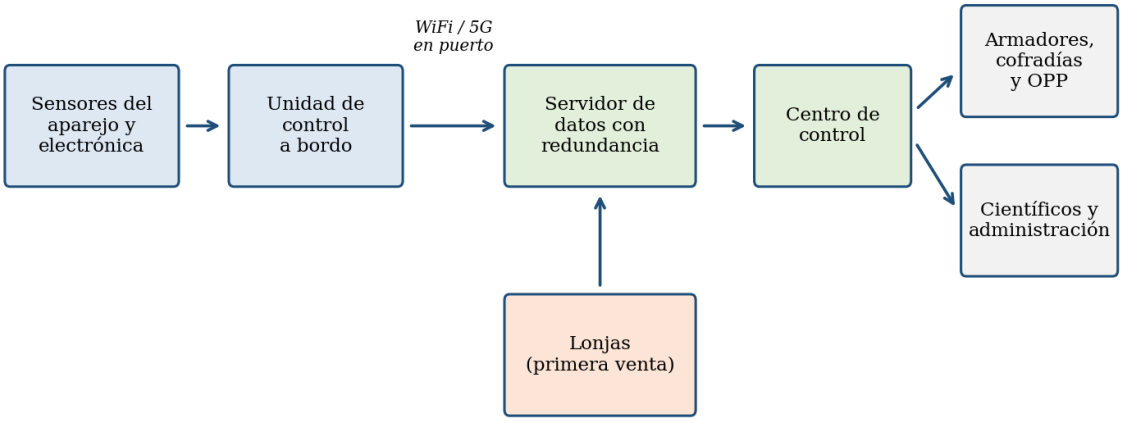


Figura 2. Arquitectura del sistema de gestión del esfuerzo pesquero real.

4.3. Funciones

- **Declaración de redes.** El patrón registra cada red con sus medidas o con el plano del fabricante; el sistema le asigna un Cp y un Dh y crea una base de datos de redes por buque.
- **Verificación.** Los sensores miden en cada lance la abertura y la altura reales. Si no corresponden a la red declarada, se avisa al patrón y, si la discrepancia persiste, a la inspección.
- **Consumo de cuota.** El patrón ve en tiempo real la cuota total y la restante de área y de volumen.
- **Cuotas por zona.** La cuota de área o de volumen puede asociarse a la profundidad o a la zona de arrastre.
- **Vedas espacio-temporales.** Las celdas cerradas se muestran en pantalla y el patrón ve si está entrando en una zona vedada; una infracción genera una alarma para la inspección.
- **Esfuerzo y capturas.** El esfuerzo geolocalizado puede cruzarse con las capturas, para lo que es necesario recibir el informe de primera venta desde las lonjas.

El análisis de estos datos puede apoyarse en herramientas de inteligencia artificial. El sistema es susceptible de financiación de hasta el 100% con cargo al FEMPA, y en su presentación inicial fue bien recibido por el sector, la comunidad científica, las ONG y los organismos de gestión.

4.4. Experiencia previa: el sistema del gasoducto Península–Baleares

El sistema conceptual funciona desde 2010 en la flota de arrastre del canal de Ibiza, dentro del proyecto de Enagás para la protección del gasoducto. Cada buque lleva un sistema que registra el trazado del barco, el posicionamiento del aparejo y su telemetría (Figura 3). La Tabla 3 resume sus principales indicadores.

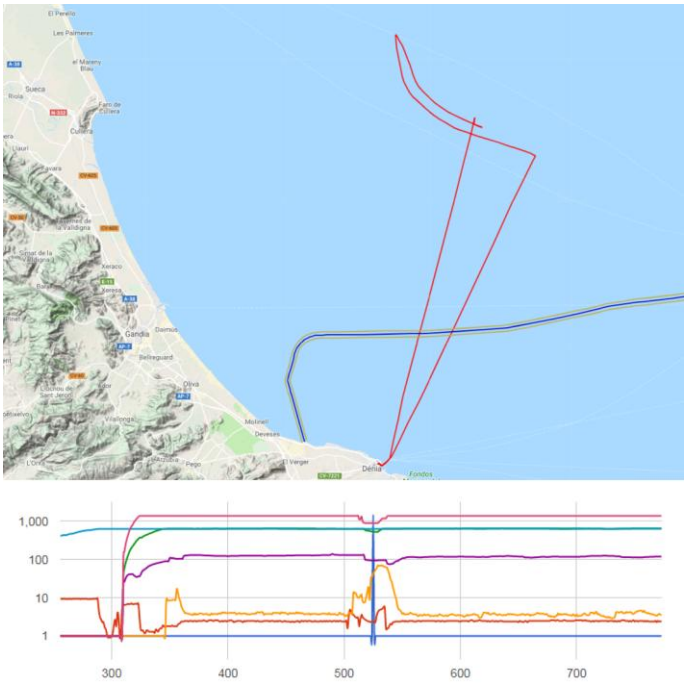


Figura 3. Sistema del gasoducto Península–Baleares: trazado del buque y posicionamiento del aparejo (arriba) y telemetría del aparejo (abajo).

Tabla 3. Indicadores del sistema del gasoducto Península–Baleares.

Indicador	Valor
Buques equipados	125 en 2009; 91 activos en 2025
Pasos sobre el gasoducto procesados	Más de 2.000 al año
Compensaciones a armadores	3.800.000 €
Compensaciones a cofradías	190.000 €
Roturas de la tubería	Ninguna
Operatividad	100% durante 14 años

Las compensaciones han cubierto electrónica, puertas de arrastre y mantenimiento. Esta experiencia demuestra que el registro sistemático del arrastre por sensores es técnica y socialmente viable a escala de flota.

5. Resultados

Los datos de 2015 de cinco arrastreros equipados con el sistema del gasoducto muestran que ni la potencia declarada ni el arqueo ordenan a los buques por su esfuerzo real. Los buques se seleccionaron para cubrir aguas someras, medias y profundas, y artes orientados al área o al volumen.

5.1. Potencia declarada frente a potencia real

Tabla 4. Características de los buques analizados.

Buque	Eslora total (m)	Casco	GT	Potencia declarada (CV)	Potencia real (CV)	Potencia no declarada	Días faenados
B1	18,90	Madera	45,11	270	550	51%	188
B2	23,32	Poliéster	73,45	258	760	66%	184
B3	18,81	Madera	53,40	250	660	62%	183
B4	24,97	Poliéster	89,30	440	1.000	56%	181
B5	25,20	Poliéster	104,78	340	1.200	72%	178

En los cinco buques, entre el 51% y el 72% de la potencia instalada no figura en la declarada. Con el criterio oficial (potencia × días), B4 sería el buque de mayor esfuerzo; con la potencia real, lo sería B5.

5.2. Área barrida y volumen filtrado

Tabla 5. Actividad y esfuerzo medido en 2015. Dh y Cp medios estimados como área o volumen dividido por la distancia arrastrada.

Buque	Arrastre por día	Velocidad media (nudos)	Distancia (km)	Área barrida (km^2)	Volumen filtrado (hm^3)	Dh medio (m)	Cp medio (m^2)
B1	8 h 14 min	3,5	9.919	216,21	441	21,8	44,5
B2	7 h 57 min	3,2	8.682	230,69	516	26,6	59,4
B3	6 h 13 min	2,7	5.691	158,03	392	27,8	68,9
B4	6 h 22 min	2,7	5.760	190,62	616	33,1	106,9
B5	6 h 02 min	3,2	6.374	206,57	894	32,4	140,3

Los buques de aguas someras y medias (B1 y B2) arrastran más horas y recorren más distancia, porque navegan menos hasta el caladero. Su esfuerzo se concentra en el área barrida. Los buques de profundidad (B3, B4 y B5) arrastran unas 6 horas diarias y su esfuerzo se concentra en el volumen filtrado.

B4 y B5 tienen motores similares, pero B5 filtra un 45% más de agua: su red tiene un círculo de pesca un 31%

mayor y arrastra un 19% más rápido. B4, en cambio, ajustó su red para ser más eficiente energéticamente, sin usar toda la tracción disponible.

La Figura 4 compara los cuatro indicadores. El indicador oficial asigna a B4 un 40% más de esfuerzo que la media, cuando su volumen filtrado solo la supera en un 8%. B5, con el mayor volumen filtrado (56% sobre la media), aparece en el indicador oficial apenas un 6% por encima.

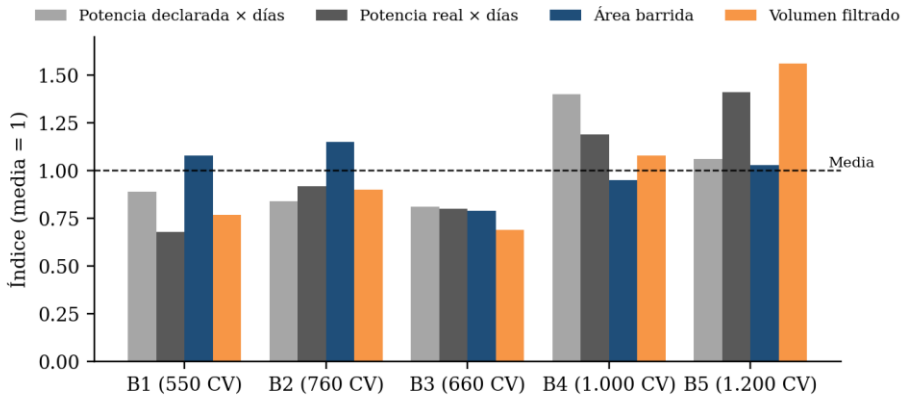


Figura 4. Índices de esfuerzo de cada buque relativos a la media de los cinco buques (2015).

5.3. Efecto de trasladar el arrastre de profundidad a costera

Un buque que habitualmente arrastra en profundidad trabajó el 4 de diciembre de 2025 en costera por mal tiempo. Al reducirse la navegación, su tiempo de arrastre pasó de 6 h 40 min a 9 h 13 min con la misma red (Tabla 6).

Tabla 6. Comparación de dos jornadas del mismo buque.

Parámetro	Profundidad (1/12/2025)	Costera (4/12/2025)	Variación
Tiempo de arrastre	6 h 40 min	9 h 13 min	+38%
Velocidad de arrastre (nudos)	2,4	2,7	+13%
Distancia arrastrada (km)	29,78	45,56	+53%
Distancia entre puertas (m)	95,03	58,20	-39%
Área barrida por las puertas (km²)	2,83	2,77	-2%
Volumen filtrado (hm³)	1,01	1,55	+53%

El área cubierta por las puertas se mantiene porque en menor profundidad se larga menos cable y las puertas abren menos. En cambio, el volumen filtrado por la red aumenta un 53%. Obligar a los buques de profundidad a faenar en costera, o concentrar el tiempo disponible, aumenta el esfuerzo real aunque los días de actividad

sean los mismos.

5.4. Simulación de la cuota de referencia

Aplicando a los datos de 2015 las cuotas de la Tabla 2, ningún buque alcanza la cuota de área: el máximo es B2, con 230,69 km² (85% de la cuota). En volumen, cuatro de los cinco buques quedan dentro de la cuota (Figura 5).

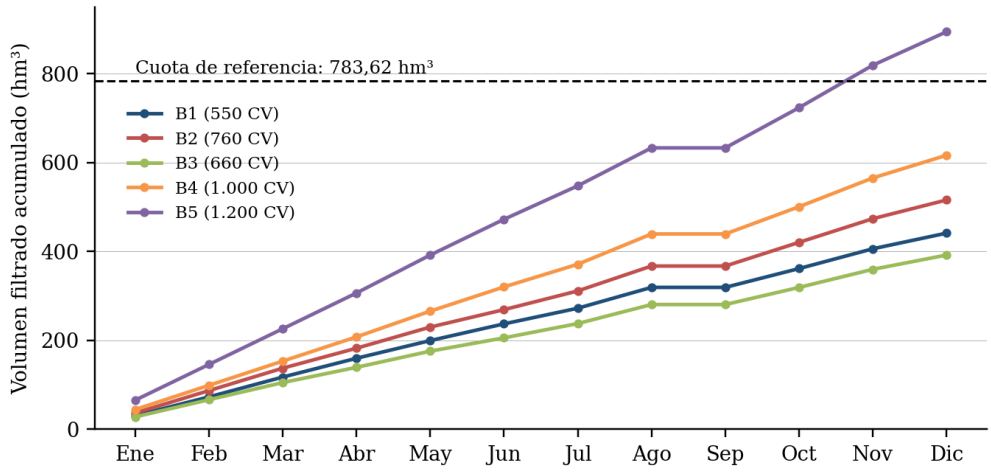


Figura 5. Volumen filtrado acumulado por buque en 2015 frente a la cuota anual de referencia.

Solo B5 supera la cuota de volumen, que alcanzaría durante noviembre con 894 hm³ anuales (114% de la cuota). Al ritmo medio de 5,0 hm³ por día, B5 dejaría de faenar unos 22 días. El tramo plano entre agosto y septiembre corresponde a un mes sin actividad en la serie.

6. Discusión

Los resultados indican que la reducción de días de actividad no garantiza una reducción proporcional de la mortalidad por pesca. Cada día de actividad representa un esfuerzo muy distinto según el buque, la red, la velocidad y la distancia al caladero, y el indicador oficial no capta esas diferencias.

Incentivos. Con una cuota de área y de volumen, declarar menos potencia deja de tener utilidad, porque el esfuerzo se mide en la red y no en el motor. Ante una cuota agotada, el armador puede reducir el tamaño de la red, bajar la velocidad de arrastre o no salir en días de mal tiempo o de baja demanda. El sistema premia, además, las artes ecosistémicas: una red de menor resistencia reduce el consumo de combustible sin aumentar el esfuerzo contabilizado.

Gestión espacial. El caso de la sección 5.3 muestra que desplazar buques de profundidad a costera aumenta su esfuerzo real. Una cuota que dependa de la zona o de la profundidad, junto con vedas espacio-temporales visibles a bordo, permite gestionar ese desplazamiento en lugar de ignorarlo.

Datos para la evaluación de stocks. El esfuerzo geolocalizado por lance, cruzado con los datos de primera venta, permitiría obtener capturas por unidad de área barrida o de volumen filtrado. Esa información atiende directamente la falta de datos fiables que señala la STECF.

Limitaciones. El análisis se basa en cinco buques en 2015 y en una jornada comparada en 2025, por lo que los valores deben confirmarse en una muestra más amplia. La cuota de referencia depende de los modelos de red y de los parámetros de actividad elegidos, que deberían fijarse con el sector y la comunidad científica. La

implantación requiere, además, garantizar la integridad de los datos de los sensores y definir el tratamiento de las artes que no encajan claramente en ninguna de las dos categorías.

7. Conclusiones

1. El esfuerzo pesquero calculado como buques × capacidad × días no refleja el esfuerzo real sobre el ecosistema. En un puerto de referencia, la potencia real por buque se duplicó entre 1986 y 2013 mientras la flota se reducía a menos de la mitad.
2. El área barrida y el volumen de agua filtrada son medidas físicas del esfuerzo, independientes de la potencia declarada, y pueden obtenerse con los sensores del aparejo ya presentes en gran parte de la flota.
3. En cinco buques analizados, la potencia declarada queda entre un 51% y un 72% por debajo de la real, y la ordenación por esfuerzo oficial no coincide con la ordenación por esfuerzo medido.
4. Trasladar un buque de profundidad a costera aumentó un 53% su volumen filtrado en una jornada, sin cambios en la red ni en los días de actividad.
5. Una cuota de referencia de 270,92 km² y 783,62 hm³, equivalente a un buque de 500 CV, es compatible con la actividad de cuatro de los cinco buques analizados.
6. El sistema de gestión propuesto se apoya en una tecnología probada desde 2010 en la flota del canal de Ibiza, permite vedas espacio-temporales y aporta datos de esfuerzo geolocalizado para la evaluación de stocks.

Referencias

[1] Reglamento (UE) n.º 1380/2013 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 11 de diciembre de 2013, sobre la Política Pesquera Común.

[2] Reglamento (UE) 2019/1022 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 20 de junio de 2019, por el que se establece un plan plurianual para la pesca demersal en el Mediterráneo occidental.

[3] Reglamento (UE) 2021/1139 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 7 de julio de 2021, por el que se establece el Fondo Europeo Marítimo, de Pesca y de Acuicultura (FEMPA).

[4] STECF (2024). *Stock assessments in the Western Mediterranean Sea* (STECF-24-10). Comité Científico, Técnico y Económico de Pesca, Comisión Europea.

[5] Spedicato, M.T., Massutí, E., Mérigot, B., Tserpes, G., Jadaud, A. y Relini, G. (2019). The MEDITS trawl survey specifications in an ecosystem approach to fishery management. *Scientia Marina*, 83(S1), 9–20.

[6] Mayans Fernández, A., Martínez Soler, I.J., Martínez Sanz, A.V. y Colomer Romero, V. Fishing effort control for Mediterranean trawlers based on quotas of area and volume of filtered water. En: *Recent Advances on Energy, Environment, Ecosystems and Development*, pp. 9–13. ISBN 978-1-61804-291-0.

Evaluación multidimensional del esfuerzo de pesca en el Mediterráneo occidental.

Houda Fellah, Eliana C. Céspedes-Rodríguez, y José Luis Sánchez Lizaso.

Departamento de Ciencias del Mar, Universidad de Alicante

Introducción

La pesca de arrastre de fondo constituye una de las actividades pesqueras de mayor importancia económica y ecológica en el Mediterráneo, especialmente en su región occidental, donde representa una parte importante de los desembarques demersales y del esfuerzo pesquero (Bahamon et al., 2024). Estas pesquerías tienen un marcado carácter multiespecífico y operan sobre la plataforma y el talud continental, generalmente entre 50 y 800 m de profundidad, capturando simultáneamente peces, cefalópodos y crustáceos con diferentes características biológicas, distribuciones espaciales y vulnerabilidades frente a la explotación (Ramírez-Amaro et al., 2020).

Esta complejidad dificulta la aplicación de sistemas de gestión basados exclusivamente en especies individuales o en límites de captura. Por ello, en el Mediterráneo la gestión de la pesca de arrastre se ha basado principalmente en la regulación de la capacidad y del esfuerzo pesquero, complementada con medidas técnicas, cierres espaciales y mejoras de selectividad (Cardinale et al., 2017; Sánchez-Lizaso, 2020). En el Mediterráneo español, estas medidas se han reforzado recientemente mediante el Plan Plurianual de Gestión para el Mediterráneo Occidental, que busca compatibilizar la recuperación de los recursos con la viabilidad socioeconómica de las flotas (European Commission, 2019).

La correcta cuantificación del esfuerzo pesquero es fundamental para evaluar la presión sobre los recursos e interpretar las tendencias de las capturas. Tradicionalmente se han utilizado indicadores como la potencia del motor, las características de las embarcaciones, los días en el mar o las horas de pesca (Rijnsdorp et al., 2000; Eigaard et al., 2011; Leitão et al., 2022). Sin embargo, estas métricas pueden no reflejar adecuadamente la intensidad real de la actividad ni su distribución espacial. En particular, indicadores como la potencia del motor no consideran directamente el tiempo efectivo de arrastre ni la superficie del fondo marino afectada por la actividad pesquera (Gillis y Peterman, 1998; Mendo et al., 2023).

Esta limitación es especialmente relevante en las pesquerías mediterráneas debido a su fuerte estructuración batimétrica, donde las estrategias de pesca y la composición de las capturas varían considerablemente con la profundidad. Por ello, el objetivo de este estudio es comparar diferentes métricas de esfuerzo pesquero —horas de pesca, características de las embarcaciones y área barrida— y evaluar su relación con los desembarques, la profundidad y la variabilidad interanual. Asimismo, se analiza si la incorporación de información espacial y batimétrica permite mejorar la interpretación de los patrones de CPUE y de la presión pesquera.

Métodos

<u>Área de estudio y recopilación de datos</u>

El estudio se desarrolló en la Comunidad Valenciana (Mediterráneo occidental), cuya costa se extiende aproximadamente 419 km y presenta importantes diferencias en la morfología de la plataforma continental entre Alicante, Valencia y Castellón.

La base de datos abarcó el periodo 2018–2024 e incluyó 66 embarcaciones de arrastre de fondo distribuidas en ocho puertos. En 2024, estas embarcaciones representaban aproximadamente el 33% de la flota regional de arrastre.

Se utilizaron tres fuentes de información complementarias: (1) datos georreferenciados de los lances obtenidos mediante el sistema de seguimiento SIMRAD, incluyendo posición, duración, distancia, velocidad y profundidad de pesca; (2) registros diarios de desembarques procedentes de las lonjas de la Comunidad Valenciana, con información sobre especies, biomasa desembarcada e ingresos; y (3) características técnicas de las embarcaciones obtenidas del Censo de la Flota Pesquera Operativa, incluyendo potencia del motor, eslora y arqueo. Las tres bases de datos se integraron mediante los identificadores de las embarcaciones y las fechas de pesca.

Esfuerzo pesquero, desembarques y estratificación batimétrica

La unidad principal de análisis fue embarcación-día, agregando los lances realizados por una misma embarcación durante cada jornada de pesca. Se consideraron cuatro estratos batimétricos: 0–100, 100–200, 200–400 y >400 m.

El esfuerzo pesquero se caracterizó mediante indicadores de capacidad y actividad efectiva, incluyendo horas de pesca, área barrida (km^2), eslora total (TL), arqueo bruto (GT), arqueo de registro bruto (GRT) y potencia del motor (HP). El área barrida permitió incorporar una dimensión espacial del esfuerzo, complementaria al tiempo efectivo de pesca.

Los desembarques se analizaron en términos de biomasa (kg) e ingresos (€), considerando las especies objetivo, el año y el estrato batimétrico. Asimismo, se evaluó la evolución temporal de las capturas y de la CPUE utilizando dos unidades de esfuerzo complementarias: horas de pesca y área barrida.

Análisis estadísticos

- **Identificación de métiers**

Los principales métiers se identificaron mediante análisis multivariantes de la composición de las capturas. Se utilizaron matrices de biomasa y métodos de clasificación jerárquica y escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) basados en similitudes de Bray–Curtis.

Las muestras se agruparon por embarcación × mes × año para reducir la variabilidad diaria. Los grupos obtenidos se caracterizaron según la contribución relativa de las especies a la biomasa total. Se identificaron cuatro métiers principales asociados a merluza (*Merluccius merluccius*), gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*), salmonete (*Mullus barbatus*) y gamba roja (*Aristeus antennatus*). Una contribución aproximada ≥30% de una especie dentro de un grupo se utilizó como criterio interpretativo para asignar el métier, y no como condición previa para formar los grupos.

- **ANOVA**

Para cada métier se evaluaron las diferencias batimétricas y temporales en biomasa, ingresos, horas de pesca y área barrida mediante modelos ANOVA aditivos:

log (respuesta + 1) ~ estrato de profundidad + año

El estrato batimétrico y el año (2018–2024) se consideraron factores fijos. Debido al diseño desequilibrado de los datos, se utilizaron sumas de cuadrados de tipo III. Las variables fueron transformadas mediante ln(x + 1) para mejorar la homogeneidad de las varianzas y aproximar la normalidad, y los supuestos de los modelos se comprobaron mediante diagnósticos de residuos.

Resultados

Evolución espacio-temporal de los desembarques y del esfuerzo pesquero

El esfuerzo pesquero mostró una marcada variabilidad interanual durante el periodo de estudio (Fig. 1).

Tanto las horas totales de pesca como el área barrida alcanzaron sus valores máximos en 2019 y disminuyeron progresivamente hasta 2024. El estrato >400 m concentró la mayor proporción del esfuerzo total durante todos los años

Las capturas totales y los ingresos disminuyeron progresivamente entre 2018 y 2023, seguidos de una recuperación parcial en 2024 (Fig. 2). La CPUE en biomasa fue generalmente mayor en el estrato 200–400 m y menor a >400 m. La CPUE económica también fue elevada entre 200–400 m y aumentó en los estratos más profundos a partir de 2021, especialmente en 2024, reflejando el mayor valor comercial de las especies de profundidad.

Identificación y caracterización de los métiers

Se registraron aproximadamente 145 especies comerciales, aunque cerca del 63% de los desembarques se concentró en solo diez especies (Fig. 3). *Parapenaeus longirostris* y *Merluccius merluccius* dominaron en biomasa, mientras que *P. longirostris*, *Aristeus antennatus*, *M. merluccius* y *Nephrops norvegicus* fueron las especies con mayor contribución económica.

Los análisis multivariantes permitieron distinguir cuatro métiers principales asociados a gamba blanca (DPS), gamba roja (ARA), merluza (HKE) y salmonete (MUT) (Fig. 4). El nMDS mostró una clara diferenciación de ARA, mientras que DPS presentó una composición más variable y HKE y MUT mostraron cierto solapamiento.

La CPUE específica mostró patrones temporales y batimétricos diferentes entre métiers (Fig. 6). DPS se concentró principalmente entre 100–400 m, ARA a >400 m y MUT en 0–100 m, mientras que HKE presentó una distribución más amplia y una elevada variabilidad temporal. En 2024 se observó una mejora de la CPUE, particularmente para DPS y HKE.

Efectos de la profundidad y del año

Los resultados del ANOVA (Tabla 1) mostraron efectos significativos del estrato de profundidad y del año sobre la biomasa, los ingresos, las horas de pesca y el área barrida en los cuatro métiers. En general, el efecto de la profundidad fue mayor que el efecto temporal, especialmente para HKE, DPS y ARA, confirmando una fuerte estructuración batimétrica de la actividad pesquera.

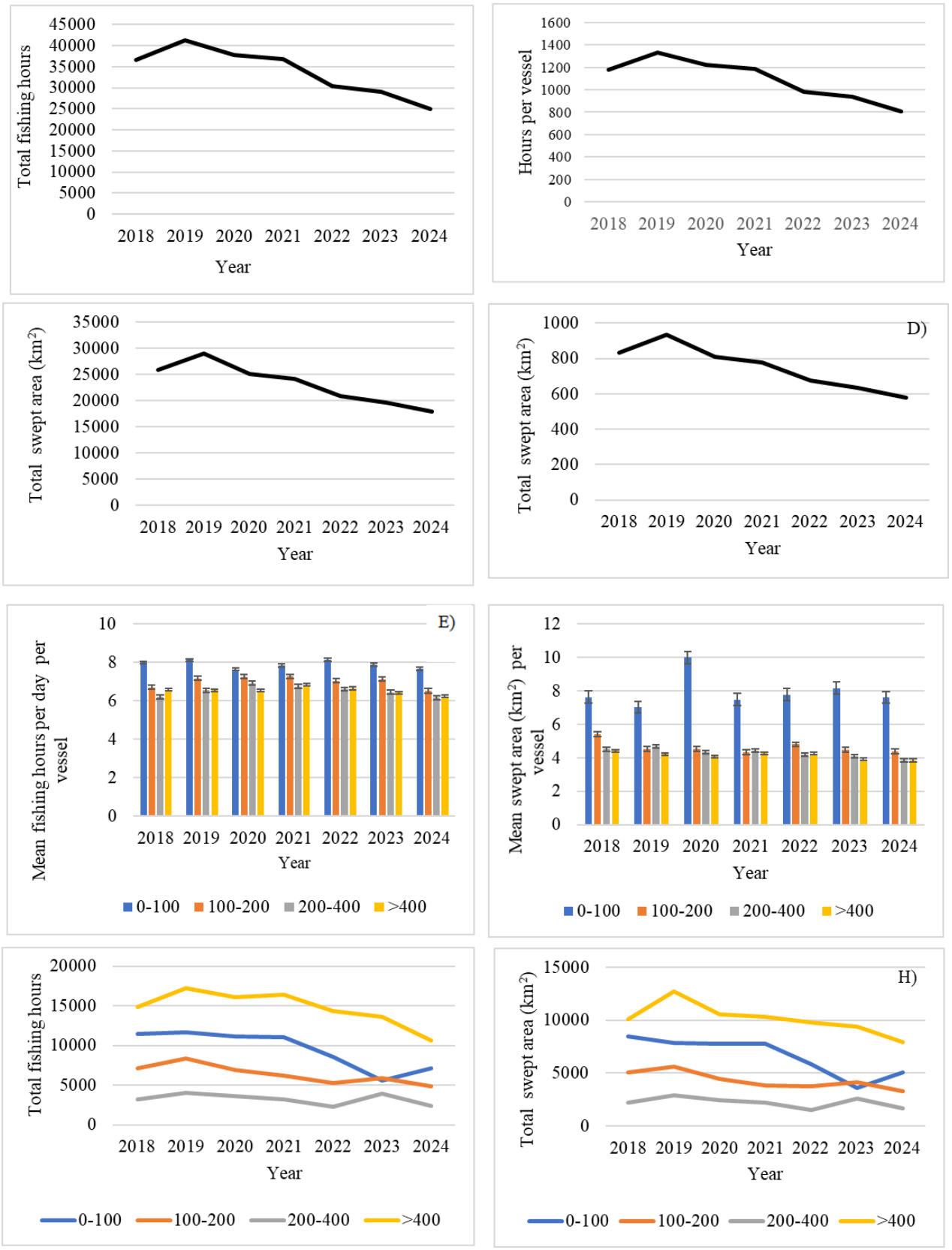


Figura 1. Tendencias temporales de los indicadores de esfuerzo pesquero y de las características de las embarcaciones (2018–2024), por estrato de profundidad

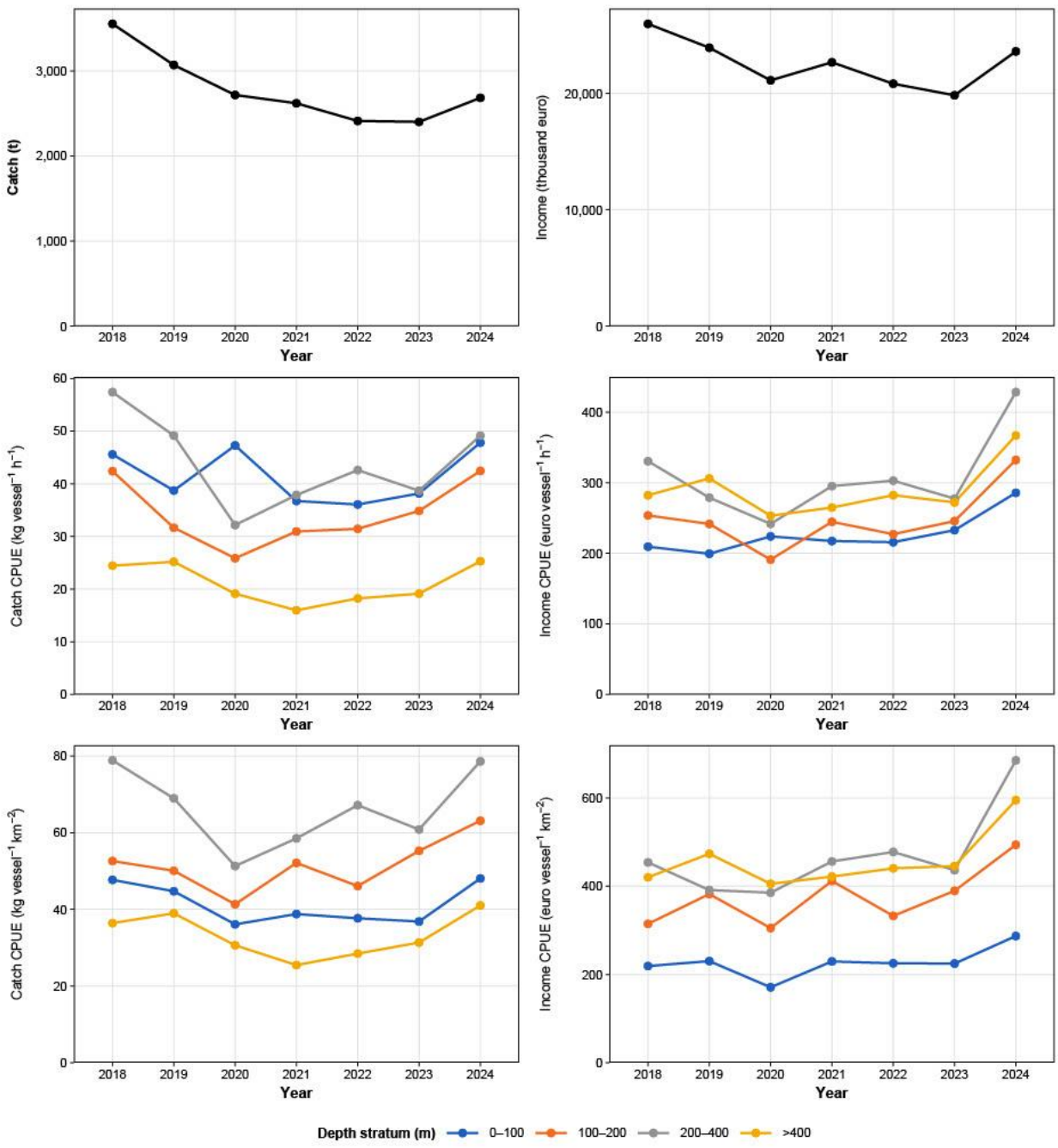


Figura 2. Tendencias interanuales de las capturas, los ingresos y la CPUE entre los diferentes estratos batimétricos (2018–2024)

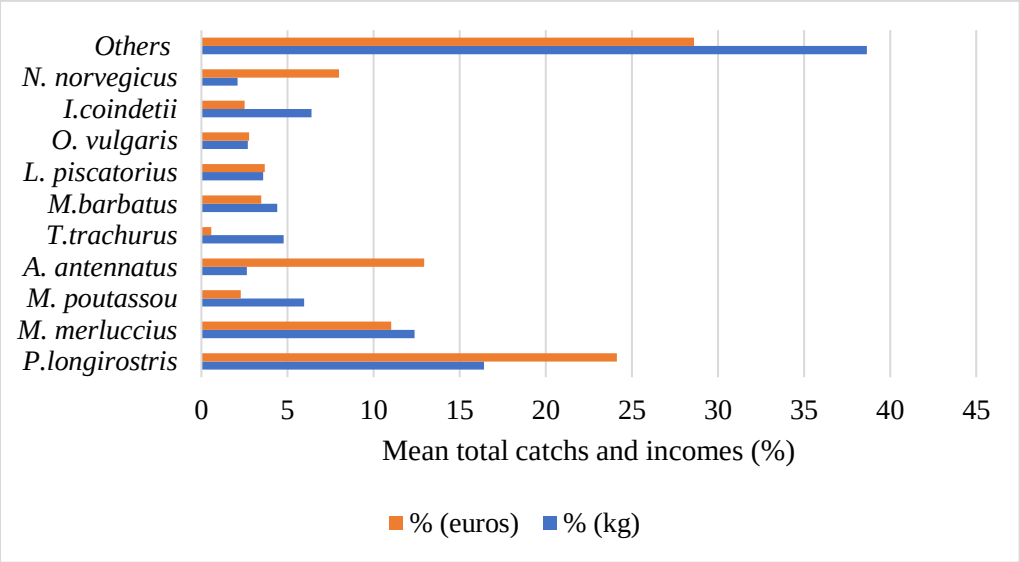


Figura 3. Composición media de las capturas, mostrando la proporción media, en biomasa e ingresos, de las 10 especies más importantes en las capturas totales.

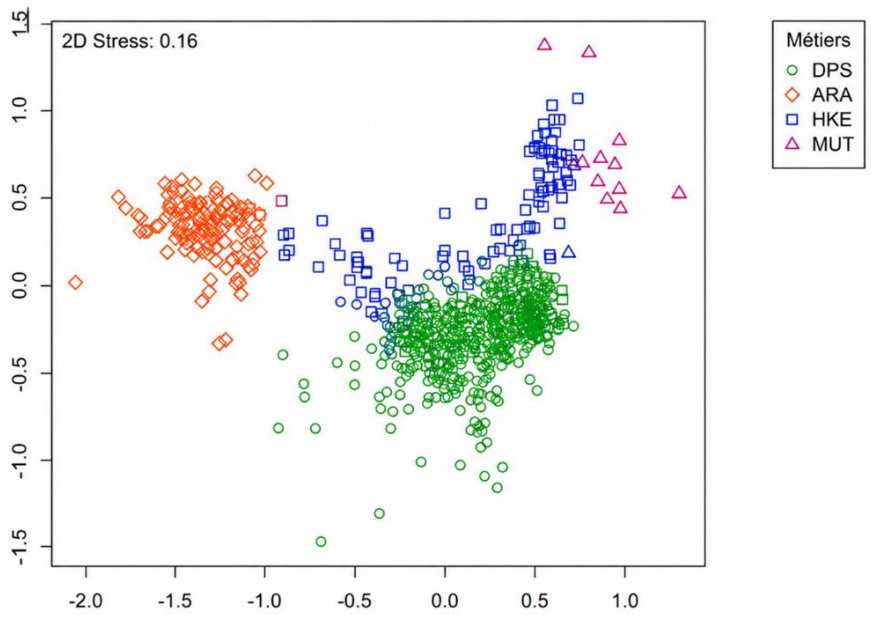


Figura 4. Ordenación mediante escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) de las operaciones de pesca según los métiers: DPS (gamba blanca), ARA (gamba roja), HKE (merluza europea) y MUT (salmonete).

.

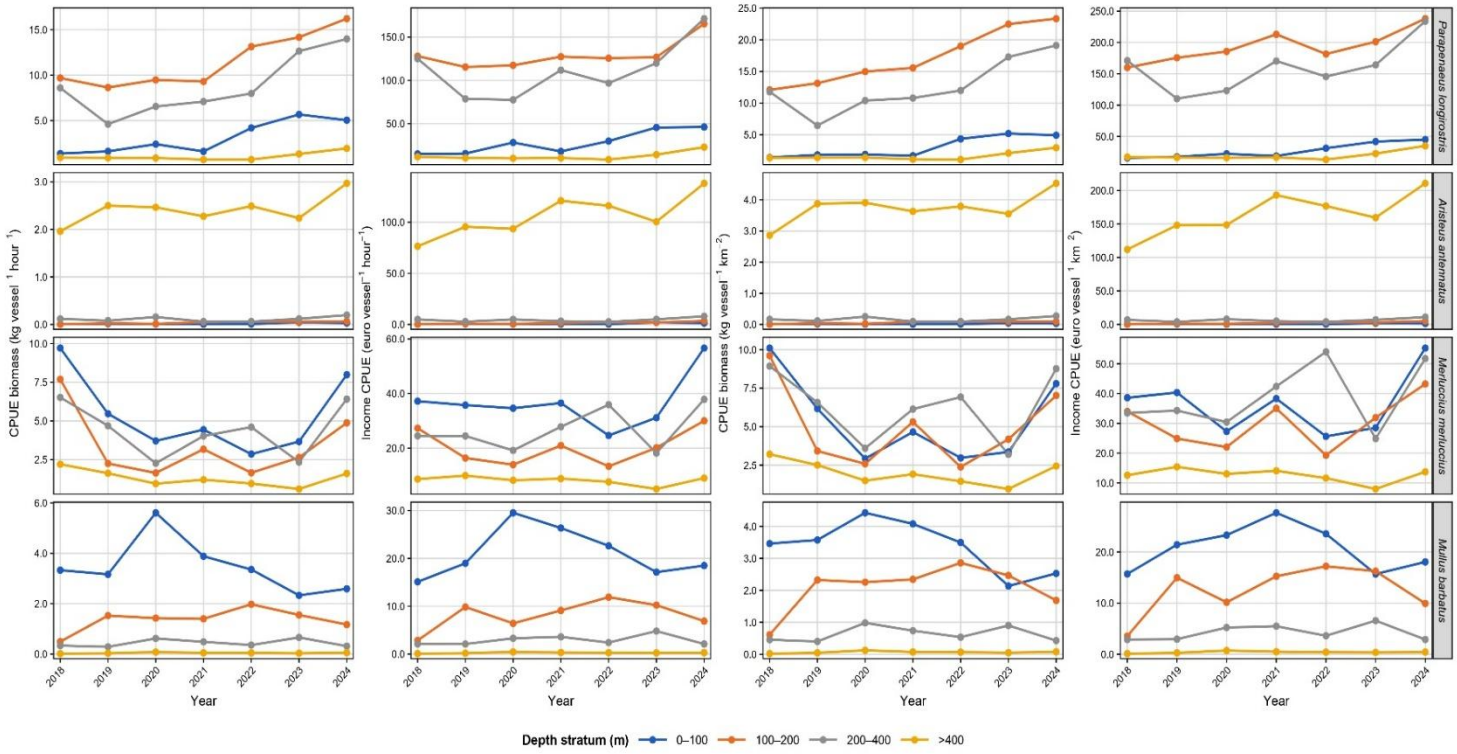


Figura 5. Evolución temporal de la CPUE en biomasa (kg·buque^{-1}·h^{-1} y kg·buque^{-1}·km^{-2}) e ingresos (€·buque^{-1}·h^{-1} y €·buque^{-1}·km^{-2}) para las cuatro especies principales: *Parapenaeus longirostris*, *Aristeus antennatus*, *Mullus barbatus* y *Merluccius merluccius*.

Tabla 1**.** Resultados de los modelos ANOVA aditivos que evalúan los efectos del estrato de profundidad y del año sobre la biomasa de las capturas, los ingresos, el esfuerzo pesquero (horas de pesca) y el área barrida para los cuatro métiers principales. G.l.: grados de libertad; MS: cuadrado medio; nivel de significación: $p < 0{,}001$.

Metiers			**Biomass (kg)**		**Income (€)**		**Fishing hours**		**Swept area**	
	Source of variation	D.f.	MS	F value	MS	F value	MS	F value	MS	F value
Hake	Depth stratum	3	431.85	1555.36***	15.04	78.50***	70.58	924.72***	139.06	1802.73***
	Year	6	18.29	65.87***	34.73	181.28***	1.67	21.91***	5.16	66.92***
	Residual	14486	0.28		0.19		0.08		0.08	
Deep-water rose shrimp	Depth stratum	3	38.70	184.92***	25.74	153.21***	50.68	832.51***	81.63	1387.84***
	Year	6	29.39	140.41***	42.10	250.54***	0.61	10.02***	0.78	13.18***
	Residual	30253	0.21		0.17		0.06		0.06	
Red mullet	Depth stratum	3	1.19	5.16**	0.88	4.64**	1.20	13.54***	4.47	58.78***

	Year	6	13.48	58.32***	8.24	43.51***	0.80	8.98***	0.43	5.60***
	Residual	3088	0.23		0.19		0.09		0.08	
Red shrimp	Depth stratum	3	99.35	427.92***	5.77	29.81***	24.41	216.06***	19.62	164.74***
	Year	6	15.24	65.64***	12.12	62.63***	2.01	17.81***	1.13	9.48***
	Residual	12882	0.23		0.19		0.11		0.12	

Discusión

Los resultados muestran una importante variabilidad interanual de las capturas, los ingresos y el esfuerzo pesquero entre 2018 y 2024. Las capturas disminuyeron progresivamente entre 2018 y 2023, con una ligera recuperación en 2024, siguiendo una tendencia similar a la reducción del esfuerzo observada durante la implementación del Plan Plurianual de Gestión del Mediterráneo Occidental (WestMedMAP). No obstante, estas variaciones probablemente reflejan la combinación de medidas de gestión, variabilidad ecológica y dinámica de la flota, más que un único factor (García-Fernández et al., 2026).

Los modelos ANOVA mostraron que la profundidad fue el principal factor estructurante de las capturas, los ingresos, las horas de pesca y el área barrida, con un efecto generalmente superior al del año. Este resultado confirma la fuerte organización batimétrica de las pesquerías demersales mediterráneas, donde la distribución de las especies y las estrategias pesqueras están estrechamente relacionadas con la profundidad. Las variaciones observadas en especies como *Merluccius merluccius* y *Parapenaeus longirostris* pueden estar asociadas a cambios ambientales, condiciones hidrográficas y variabilidad del reclutamiento (Massutí et al., 2008; Hidalgo et al., 2011; Maynou, 2011; Sbrana et al., 2019; González-Andrés et al., 2024, 2025).

Los patrones de CPUE fueron, en términos generales, compatibles con la reducción reciente de la mortalidad por pesca registrada para las cuatro especies objetivo. Sin embargo, existen diferencias importantes entre stocks. *P. longirostris* y *Mullus barbatus* se aproximaron a los niveles de referencia de gestión, mientras que *M. merluccius* y, especialmente, *Aristeus antennatus* continuaron presentando niveles superiores a dichos valores de referencia. En el caso de la cigala, *N. norvergicus,* factores ambientales pueden estar condicionando el estado de sus poblaciones más que la propia actividad pesquera. Aunque este estudio no evalúa directamente el estado de los stocks, estos patrones son coherentes con la reducción progresiva del esfuerzo pesquero asociada al WestMedMAP (Colloca et al., 2017; GFCM, 2026). La reducción del esfuerzo puede favorecer la recuperación de la biomasa, aunque debe complementarse con medidas de selectividad y otras estrategias de gestión (Jennings et al., 1999; Engelhard et al., 2015; Agnetta et al., 2022; Ferragut-Perello et al., 2023; Bahamon et al., 2024).

La marcada asociación de *A. antennatus* con profundidades >400 m confirma la especialización ecológica de esta especie en el talud profundo (González-Andrés et al., 2024). Su elevado valor comercial puede generar, además, una desconexión entre biomasa y rentabilidad económica, permitiendo mantener elevados ingresos incluso con menores tasas de captura en biomasa (García-Rodríguez, 2003; Carbonell et al., 1999). Este patrón puede favorecer el mantenimiento del esfuerzo sobre recursos profundos vulnerables y pone de manifiesto la necesidad de considerar conjuntamente indicadores biológicos y económicos.

Las relaciones entre esfuerzo y desembarques variaron considerablemente entre métiers. Un aumento de las

horas de pesca o del área barrida no se tradujo sistemáticamente en mayores capturas, mostrando que el esfuerzo nominal no representa necesariamente la presión pesquera efectiva. La capturabilidad puede depender de la tecnología, la experiencia del patrón, la distribución espacial de los recursos y las estrategias de pesca (Eigaard et al., 2014). Además, procesos como la hiperestabilidad de la CPUE pueden mantener tasas de captura relativamente elevadas, aunque disminuya la biomasa, cuando la flota concentra su actividad en agregaciones locales de alta densidad (Harley et al., 2001; Erisman et al., 2011). Por ello, las relaciones entre captura y esfuerzo deben interpretarse teniendo en cuenta el métier, la profundidad y la distribución espacial de los recursos (Faiki et al., 2023; Hoyle et al., 2024; Panzeri et al., 2025).

El uso conjunto de horas de pesca y área barrida permitió representar dimensiones complementarias del esfuerzo: temporal y espacial. El área barrida constituye un indicador especialmente relevante para el arrastre de fondo, ya que relaciona directamente la actividad pesquera con la superficie del fondo marino afectada por el arte (McCluskey & Lewison, 2008; Anticamara et al., 2011; Eigaard et al., 2017). Sin embargo, su relación relativamente débil con los desembarques totales indica que no debe utilizarse como predictor directo de las capturas, ya que factores como la distribución batimétrica de las especies, el hábitat, las condiciones ambientales y las diferencias de capturabilidad entre métiers también desempeñan un papel importante (Sánchez et al., 2008).

En conjunto, los resultados demuestran que la presión pesquera no se distribuye uniformemente, sino que está fuertemente estructurada por la profundidad, la especialización de los métiers y el comportamiento de la flota (De Angelis et al., 2020; Marsaglia et al., 2025). Esta heterogeneidad tiene importantes implicaciones para la gestión, ya que las reducciones generales del tiempo de pesca pueden no controlar adecuadamente la redistribución espacial del esfuerzo hacia zonas profundas y recursos vulnerables (Lleonart & Maynou, 2003; Samy-Kamal et al., 2014).

Por tanto, la integración de horas de pesca y área barrida por estrato batimétrico proporciona una representación más completa del esfuerzo en las pesquerías multiespecíficas de arrastre mediterráneas. La incorporación futura de datos espaciales de alta resolución, como VMS o AIS, podría mejorar la estimación de la distribución del esfuerzo y facilitar medidas de gestión espacialmente explícitas, incluyendo cierres adaptativos o restricciones específicas en estratos batimétricos vulnerables (Russo et al., 2019; Zupa et al., 2025).

Bibliografía

Agnetta, D., Badalamenti, F., Colloca, F., Cossarini, G., Fiorentino, F., Garofalo, G., Patti, B., Pipitone, C., Russo, T., Solidoro, C., Libralato, S., 2022. Interactive effects of fishing effort reduction and climate change in a central mediterranean fishing area: insights from bio-economic indices derived from a dynamic food-web model. Front. Mar. Sci. 9, 1–16. https://doi.org/10.3389/fmars.2022.909164.

Alemany, F., and Álvarez, F. (2003). *Determination of effective fishing effort for demersal trawl fisheries in the Mediterranean*. Scientia Marina, 67(Suppl. 1), 45–55. https://doi.org/10.3989/scimar.2003.67s145.

Bahamon. N, L. Recasens, J. Sala-Coromina, B. Calero, J.A. Garcia, G. Rotllant, A. Maurer, A. Rojas, L. Muth, J. Quevedo, M. Vigo, J. Ribera-Altimir, J.B. Company (2024). Selectivity-based management for reversing overexploitation of demersal fisheries in North-western Mediterranean Sea. Marine Policy. 165, 106185. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2024.106185.

Bitetto, I., Martiradonna, A., Zupa, W., Chiarini, M., Carbonara, P., Melia, P., ... & Rindorf, A. (2025). Climate

change, stock productivity, and demersal fisheries management: a central Mediterranean case study. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *82*, 1-15. https://doi.org/10.1139/cjfas-2024-0382.

Bordalo-Machado, P. (2006). *Fishing effort analysis and its potential use in fisheries management*. ICES Journal of Marine Science, 63(3), 400–406. https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.08.010.

Carbonell, A., Carbonell, M., Demestre, M., Grau, A., & Monserrat, S. (1999). The red shrimp Aristeus antennatus (Risso, 1816) fishery and biology in the Balearic Islands, Western Mediterranean. *Fisheries Research*, *44*(1), 1-13.

Cardinale M, Osio GC and Scarcella G (2017) Mediterranean Sea: A Failure of the European Fisheries Management System. Front. Mar. Sci. 4:72. doi: 10.3389/fmars.2017.00072.

Carreton, M., Galimany, E., Blanco, M., Garriga-Panisello, M., Colmenero, A. I., Balcells, M., ... & Company, J. B. (2025). Understanding the spatio-temporal variability of fisheries data for better bottom trawling management practices in the Catalan margin (NW Mediterranean Sea). *Marine Policy*, *172*, 106512. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2024.106512.

Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Aust. J. Ecol. 18, 117e143.

Clarke, K.R., Warwick, R.M., 2001. Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation, second ed. PRIMER-E, Plymouth.

Colloca, F., Cardinale, M., Maynou, F., Giannoulaki, M., Scarcella, G., Jenko, K., Bellido, J. M., & Fiorentino, F. (2017). *Rebuilding Mediterranean fisheries: A new paradigm for ecological sustainability*. Fish and Fisheries, 18(3), 593–605. https://doi.org/10.1111/faf.12190.

Colloca, F., Cardinale, M., Maynou, F., Giannoulaki, M., Scarcella, G., Jenko, K., ... & Fiorentino, F. (2013). Rebuilding Mediterranean fisheries: a new paradigm for ecological sustainability. *Fish and fisheries*, *14*(1), 89-109. https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2011.00453.x.

Coll, M., Ortega-Cerdà, M., & Mascarell-Rocher, Y. (2021). Ecological and economic effects of COVID-19 in marine fisheries from the Northwestern Mediterranean Sea. *Biological Conservation*, *255*, 108997. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.108997.

De Angelis, P., D'Andrea, L., Franceschini, S., Cataudella, S., & Russo, T. (2020). Strategies and trends of bottom trawl fisheries in the Mediterranean Sea. *Marine Policy*, *118*, 104016. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2020.104016.

Eigaard, O. R., Bastardie, F., Hintzen, N. T., Buhl-Mortensen, L., Buhl-Mortensen, P., Catarino, R., ... & Rijnsdorp, A. D. (2017). The footprint of bottom trawling in European waters: distribution, intensity, and seabed integrity. *ICES Journal of Marine Science*, *74*(3), 847-865. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw194.

Eigaard, O. R., et al. (2011). *Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions*. ICES Journal of Marine Science, 68(1), 42–51. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsq119.

Eigaard, O. R., Marchal, P., Gislason, H., & Rijnsdorp, A. D. (2014). Technological Development and Fisheries Management. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, *22*(2), 156–174. https://doi.org/10.1080/23308249.2014.899557.

Engelhard, G.H., Lynam, C.P., García-Carreras, B., Dolder, P.J., Mackinson, S., 2015. Effort reduction and the large fish indicator: spatial trends reveal positive impacts of recent European fleet reduction schemes. Environ. Conserv. 42, 227–236. https:// doi.org/10.1017/S0376892915000077.

Erisman, B. E., Allen, L. G., Claisse, J. T., Pondella, D. J., Miller, E. F., & Murray, J. H. (2011). The illusion of plenty: hyperstability masks collapses in two recreational fisheries that target fish spawning aggregations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *68*(10), 1705-1716.

European Commission. (2019). *Regulation (EU) 2019/1022 establishing a multiannual plan for demersal fisheries in the western Mediterranean Sea*. Official Journal of the European Union, L172, 1–17.

Faiki, A., Chairi, H., & Malouli Idrissi, M. (2023, December). Octopus (Octopus vulgaris) fishery in the Moroccan Mediterranean Sea: nominal, effective fishing effort and catch per unit effort. In *Proceedings of the Zoological Society* (Vol. 76, No. 4, pp. 421-432). New Delhi: Springer India. https://doi.org/10.1007/s12595-023-00501-5.

FAO. (2024). *The State of Mediterranean and Black Sea Fisheries 2024*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. https://www.fao.org.

Farriols M.T., Ordines F., Somerfield P.J., et al. 2017. Bottom trawl impacts on Mediterranean demersal fish diversity: Not so obvious or are we too late? Cont. Shelf Res. 137: 84-102. https://doi.org/10.1016/j.csr.2016.11.011.

Ferragut-Perello, F., Vasapollo, C., Valls, M., Farriols, M.T., Massutí, E., Guijarro, B., Joher, S., Bibiloni-Socias, M., Ordines, F., 2023. Effects of the implementation of T90 extension and 52 mm square mesh codend on the bottom trawl hake fishery of the north western Mediterranean. Front. Mar. Sci. 10, 1035448. https://doi.org/ 10.3389/fmars.2023.1035448.

Fiorentino F and Vitale S (2021) How Can We Reduce the Overexploitation of the Mediterranean Resources? Front. Mar. Sci. 8:674633. doi: 10.3389/fmars.2021.674633.

García-Rodríguez, M., 2003. Characterisation and standardisation of a red shrimp Aristeus antennatus, (Risso, 1816) fishery off the Alicante gulf (SE Spain). Sci. Mar. 67 (1), 63e74.

García-Fernández, C., Cohen-Sánchez, A., Farriols, M. T., Serna-Quintero, J. M., Díaz, N., Bellido, J. M., ... & Guijarro, B. (2026). Assessing the effects of the implementation of a multiannual plan on the fishing effort of the bottom trawl fleet in the western Mediterranean. *Ocean & Coastal Management*, *279*, 108266. https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2026.108266.

GFCM (General Fisheries Commission for the Mediterranean). 2026. Stock Assessment Forms (SAFs). FAO. Available at: https://www.fao.org/gfcm/data/safs/en/ (accessed 5 August 2026).

Gillis, D. M., & Peterman, R. M. (1998). *Implications of interference among fishing vessels and the ideal free distribution to the interpretation of CPUE*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 55(1), 37–46. https://doi.org/10.1139/f97-199.

González-Andrés C, Guijarro B, Ramírez-Romero E and Massutí E (2025). Long term predictions on the population dynamics of two contrasting demersal fishing resources in the western Mediterranean. Front. Mar. Sci. 12:1587297. https://doi.org/10.3389/fmars.2025.1587297.

González-Andrés C., Ramírez-Romero E., Guijarro B., Farre M., Macias D., and Massutí E. (2024). Warming promotes expansion of a key demersal fishing resource of the western Mediterranean. *Front. Mar. Sci.* 11, 1494177. https://doi.org/10.3389/fmars.2024.1494177.

González-Andrés, C., Guijarro, B., Ramírez-Romero, E., & Massutí, E. (2025). Long term predictions on the population dynamics of two contrasting demersal fishing resources in the western Mediterranean. *Frontiers in Marine Science*, *12*, 1587297. https://doi.org/10.3389/fmars.2025.1587297.

Guiet, J., Galbraith, E., Kroodsma, D., Worm, B. (2019). *Seasonality in global fishing effort*. PLOS ONE, 14(7), e0216819. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0216819.

Guijarro, B., Massutí, E., Moranta, J., and Díaz, P. (2016). *Spatio-temporal patterns in Mediterranean demersal fish assemblages*. Fisheries Research, 181, 125–136. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2016.04.012.

Harley, S. J., Myers, R. A., & Dunn, A. (2001). Is catch-per-unit-effort proportional to abundance? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *58*(9), 1760-1772. https://doi.org/10.1139/f01-112.

Henriques, N., Erzini, K., Gonçalves, J. M. S., and Russo, T. (2024). *Let's measure it: An approach of high-resolution estimates of bottom fixed net fishing effort at national level*. Fisheries Research, 278, 107118. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2024.107118.

Hidalgo H, A E El-Haweet, A C Tsikliras, 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, Risks and adaptation options for the Mediterranean fisheries in the face of multiple climate change drivers and impacts, *ICES Journal of Marine Science*, Volume 79, Issue 9, November 2022, Pages 2473–2488, https://doi.org/10.1093/icesjms/fsac185.

Hidalgo M., Rouyer T., Molinero J. C., Massutí E., Moranta J., Guijarro B., et al. (2011). Synergistic effects of fishing-induced demographic changes and climate variation on fish population dynamics. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 426, 1–12. doi: 10.3354/meps09077.

Jennings, S., Alvsvåg, J., Cotter, A.J.R., Ehrich, S., Greenstreet, S.P.R., Jarre- Teichmann, A., Mergardt, N., Rijnsdorp, A.D., Smedstad, O., 1999. Fishing effects in northeast Atlantic shelf seas: patterns in fishing effort, diversity and community structure. III. International trawling effort in the North Sea: an analysis of spatial and temporal trends. Fish. Res. 40, 125–134. https://doi.org/10.1016/S0165-7836(98) 00208-2.

Joint Research Centre (European Commission), STECF. (2022). *Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF) – Annual Economic Report on the EU Fishing Fleet*. Publications Office of the European Union.

Joint Research Centre (European Commission), STECF. (2023). *Monitoring of fishing effort and capacity in EU fisheries*. Publications Office of the European Union.

Leitão, F., et al. (2022). *Fleet dynamics and vessel size as drivers of fishing pressure*. Marine Policy, 136, 104931. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104931.

Lleonart, J., & Maynou, F. (2003). *Fish stock assessments in the Mediterranean: State of the art*. Scientia Marina, 67(Suppl. 1), 37–49. https://doi.org/10.3989/scimar.2003.67s137.

Marsaglia, L., Parisi, A., Libralato, S., Miller, N. A., Davis, P., Paolo, F. S., ... & Russo, T. (2025). Shedding light on trawl fishing activity in the Mediterranean Sea with remote sensing data. *ICES Journal of Marine Science*, *82*(2), fsae153. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsae153.

Massutí E., Monserrat S., Oliver P., Moranta J., López-Jurado J. L., Marcos M., et al. (2008). The influence of oceanographic scenarios on the population dynamics of demersal resources in the western Mediterranean: Hypothesis for hake and red shrimp off Balearic Islands. *J. Mar. Syst.* 71, 421–438. doi: 10.1016/j.jmarsys.2007.01.009

Maynou F. (2011). "Impact of NAO on Mediterranean fisheries," in *Hydrological, Socioeconomic and Ecological Impacts of the North Atlantic Oscillation in the Mediterranean Region*, vol. 46. Eds. Vicente-Serrano S. and Trigo R. (Springer, Dordrecht). Advances in Global Change Research. doi: 10.1007/978-94-007-1372-7_7.

Maynou, F., Demestre, M., & Sánchez, P. (2006). *Analysis of fishing effort dynamics in a Mediterranean trawl fishery*. Fisheries Research, 82(1–3), 228–239. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2006.06.012.

Maynou, F. (2021). Trade-offs between employment and profitability in a Mediterranean Sea mixed bottom trawl fishery. *Regional Studies in Marine Science*, *48*, 102020. https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.102020.

Mendo, T., et al. (2023). *Comparing fishing effort metrics reveals contrasting spatial patterns*. ICES Journal of Marine Science, 80(4), 1092–1104. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsad050.

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA). 2025. *Censo de la Flota Pesquera Operativa*. Secretaría General de Pesca, Gobierno de España. Available at: MAPA – Registro de Flota Pesquera Operativa.

Panzeri, D., Herrera, J. G., García-Ruíz, C., Rueda, L., Benziane, M., Malouli, M. I., ... & Libralato, S. (2025). Integration of fisheries and ecological data to support spatial management: The case of blackspot seabream (Pagellus bogaraveo) in the western Mediterranean Sea. *Fisheries Research*, *291*, 107549. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2025.107549.

Petetta, A., Herrmann, B., Li Veli, D., Virgili, M., De Marco, R., & Lucchetti, A. (2023). *Every animal matters! Evaluating the selectivity of a Mediterranean bottom trawl fishery from a species community perspective*. PLOS ONE, 18(3), e0283362. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0283362.

R Development Core Team (2010). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing.

Ramírez-Amaro, S., Ordines, F., Esteban, A., García, C., Guijarro, B., Salmerón, F., ... & Massutí, E. (2020). The diversity of recent trends for chondrichthyans in the Mediterranean reflects fishing exploitation and a potential evolutionary pressure towards early maturation. *Scientific Reports*, *10*(1), 547.

Rijnsdorp, A. D., et al. (2000). *Fishing effort distribution and its relationship to fish stock distribution*. ICES Journal of Marine Science, 57(4), 121–129.

Rijnsdorp, A. D., et al. (2006). *Effort allocation of fishing vessels*. ICES Journal of Marine Science, 63(6), 947–959. https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2006.03.012.

Rodríguez-Quiroz, G., et al. (2010). *Fleet-based indicators of fishing capacity and effort*. Fisheries Research, 101(1–2), 84–94. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2009.09.002.

Salas, S., & Gaertner, D. (2004). *The behavioural dynamics of fishers: Management implications*. Fish and Fisheries, 5(2), 153–167. https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2004.00146.x.

Samy-Kamal, M., Forcada, A., & Sánchez-Lizaso, J. L. (2014). *Trawling fishery of the western Mediterranean Sea: Métiers identification, effort characteristics, landings and income profiles*. Fisheries Research, 158, 182–195. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.04.018.

Sánchez, F., Serrano, A., Parra, S., Ballesteros, M., & Cartes, J. E. (2008). Habitat characteristics as determinant of the structure and spatial distribution of epibenthic and demersal communities of Le Danois Bank (Cantabrian Sea, N. Spain). *Journal of Marine Systems*, *72*(1-4), 64-86.

Sánchez-Lizaso, J. L., Sola, I., Guijarro-García, E., Bellido, J. M., & Franquesa, R. (2020). A new management framework for western Mediterranean demersal fisheries. *Marine Policy*, *112*, 103772. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.103772.

Sandrini-Neto, L., & Camargo, M. G. (2011). GAD: an R package for ANOVA designs from ecological experiments. *Journal of Statistical Software*, 37(2), 1–18.

Sandrini-Neto, L., Camargo, M.G., 2011. GAD: an R Package for ANOVA Designs from General Principles. Available on CRAN.

Sbrana M., Viva C., Belcari P., and Sartor P. (2019). Spatial distribution and abundance of European hake (Merluccius merluccius) in the northern Tyrrhenian and Ligurian seas. *Scientia Marina* 83, 187–196. doi: 10.1007/s10750-005-1316-9.

Sola I., Maynou F. 2018. Bioeconomic analysis of the effects of modifying the trawl extension piece with T90 netting. Sci. Mar. 82S1: 27-37. https://doi.org/10.3989/scimar.04715.06A .

Sokal, R. R., & Rohlf, F. J. (1969). *Biometry*. W. H. Freeman.

Sokal, R., Rohlf, F.J., 1969. Bartlett's test of homogeneity of variances. In: Biometry. W. H. Freeman and Co, San Francisco, pp. 370- 371.

Underwood, A. J. (1997). *Experiments in Ecology: Their Logical Design and Interpretation Using Analysis of Variance*. Cambridge University Press.

Underwood, A.J., 1997. Experiments in Ecology: Their Logical Design and Interpretation Using Analysis of Variance. Cambridge University Press, Cambridge.

Vasilakopoulos, P., Maravelias, C. D., and Tserpes, G. (2014). The alarming decline of Mediterranean fish stocks. *Current Biology*, 24(14), 1643–1648. https://doi.org/10.1016/j.cub.2014.05.070.

Zupa, W., Carbonara, P., Bitetto, I., Casini, M., Maiorano, P., D'Onghia, G., ... & Rindorf, A. (2025). Relative benthic status guides sustainable trawl management in the Adriatic–Ionian Seas. *ICES Journal of Marine Science*, *82*(8), fsaf148. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaf148.

De la mejora pesquera a la certificación: proceso de evaluación, reglas de control de captura y gobernanza participativa para la pesquería de quisquilla *Plesionika edwardsii* de Motril

Jorge Sáez Jiménez[1], Luis Ambrosio[1], Pablo Silva Torres[1], Inmaculada Carrasco Rosado[2], Julio Agujetas[3], Raúl García Rodriguez[4], Miguel Gómez[4], Beatriz Guijarro[5]

[1] Sociedad para el Desarrollo de las Comunidades Costeras (SOLDECOCOS). [2] Organización de Productores Pesqueros de Motril (OPP85). [3] Marine Stewardship Council (MSC). [4] WWF España. [5] Centro Oceanográfico de Baleares (IEO-CSIC).

1. Introducción

La pesca de quisquilla *Plesionika edwardsii* forma parte de las pesquerías demersales de interés comercial del Mediterráneo occidental. La especie se distribuye en un amplio intervalo batimétrico y es capturada tanto por la flota de arrastre como por una pesquería específica con nasas. En el Mar de Alborán, Motril constituye uno de los principales puntos de desembarque. La documentación técnica disponible para 2025 indica que el puerto concentró más del 50 % de los desembarques andaluces de la especie; se registraron 35,7 t, de las cuales algo más del 85 % procedieron de nasas y el resto de arrastre. Aunque la especie representó aproximadamente el 4 % de los desembarques de la flota comercial en biomasa, alcanzó el 15,5 % del valor de primera venta, lo que evidencia su relevancia económica local (Guijarro et al., s. f.).

El punto de partida del proceso de mejora fue la preevaluación desarrollada en el marco del proyecto MEDFISH, promovido por WWF y MSC. El estándar MSC se utilizó como herramienta para caracterizar la sostenibilidad, identificar lagunas de información y construir una línea de base para la mejora. La unidad de evaluación inicial se centró en *P. edwardsii* capturada con nasa en la GSA01 por la flota andaluza autorizada. La presentación técnica del proceso señala, además, la posterior consideración de la modalidad de arrastre, reforzando la necesidad de diferenciar las modalidades de pesca y, al mismo tiempo, integrarlas cuando se analiza el estado del recurso.

La preevaluación identificó tres indicadores del Principio 1 por debajo de la puntuación mínima de 60: estrategia de captura (IC 1.2.1), reglas y herramientas de control de captura (IC 1.2.2) e información y seguimiento (IC 1.2.3). Las causas señaladas fueron la insuficiencia del seguimiento para valorar la eficacia de la estrategia, la ausencia de mecanismos predefinidos que reduzcan la explotación cuando el recurso se aproxime a situaciones de riesgo y las limitaciones de información sobre estructura poblacional, productividad y abundancia. En los Principios 2 y 3 no se identificaron indicadores por debajo de 60, aunque varios quedaron en el intervalo 60-79, especialmente en información sobre especies secundarias y especies PAP, gestión ecosistémica, objetivos específicos, toma de decisiones y revisión del rendimiento de la gestión (MSC & WWF España, 2017; MSC & WWF España, s. f.).

El objetivo de esta comunicación es mostrar cómo esos déficits se han traducido en un programa operativo de mejora. El interés no reside en presentar proyectos aislados, sino en analizar la coherencia del itinerario que conecta diagnóstico, datos, ciencia, reglas de control y gobernanza, distinguiendo entre resultados obtenidos, actuaciones en curso y elementos todavía pendientes antes de una eventual evaluación completa MSC.

2. Enfoque metodológico y reconstrucción del proceso

El trabajo se plantea como un estudio de caso de mejora pesquera. Para reconstruir el proceso se han utilizado cinco bloques de información: (i) la preevaluación y el Plan de Acción MEDFISH; (ii) los talleres participativos con

sector, administración, ciencia y organizaciones no gubernamentales; (iii) las actuaciones implementadas a través de los Planes de Producción y Comercialización de OPP85, entre ellas DATALBORÁN y el desarrollo del seguimiento a bordo; (iv) los trabajos científicos del IEO-CSIC sobre biología reproductora y distribución espacial; y (v) la propuesta de gobernanza participativa formulada ante la Secretaría General de Pesca.

El taller MEDFISH celebrado en Almería en 2017 incorporó representantes del sector pesquero, WWF España, MSC España, SOLDECOCOS, ANSE e IEO. La metodología combinó presentación de resultados, trabajo en grupos y validación plenaria de fortalezas, debilidades, objetivos, acciones, responsables y horizonte temporal. De este proceso surgieron cuatro familias de objetivos: obtención de información de base, seguimiento de la actividad, organización y gobernanza, y herramientas de gestión. Posteriormente se reordenaron conforme a los tres principios del estándar MSC (MSC & WWF España, 2017).

3. Del diagnóstico a un sistema de seguimiento de la pesquería

El Plan de Acción fijó como una de sus prioridades diseñar e implementar un seguimiento científico integral que incluyera censo de flota, esfuerzo, distribución, análisis de capturas e interacciones con especies no deseadas y especies protegidas, amenazadas o en peligro. Entre los hitos propuestos figuraban la elaboración de un censo de la flota activa, el análisis anual de la actividad, el diseño de un programa de seguimiento y su implementación, vinculando así el conocimiento operativo de la flota con las necesidades de evaluación del recurso (MSC & WWF España, s. f.).

Secuencia de trabajo

Diagnóstico MEDFISH → **PPC OPP85: datos y seguimiento** → **Ciencia biológica y espacial** → **RCC** → **Gobernanza participativa** → **Revisión de brechas** → **Siguiente fase MSC**

3.1. DATALBORÁN: hacer monitorizable la pesquería

DATALBORÁN surge como una respuesta operativa al déficit IC 1.2.3. La plataforma integra información procedente del Diario Electrónico de A Bordo (DEA), producción pesquera de lonja, seguimiento realizado en el marco de los Planes de Producción y Comercialización de OPP85, aplicaciones de uso por armadores, información científica y aportaciones de entidades colaboradoras. Incorpora módulos de capturas, descartes y bycatch y permite asociar la información a la actividad espacial de la flota, incluyendo señales AIS y servicios cartográficos WMS. Su valor para el proceso de mejora no reside únicamente en digitalizar información, sino en generar una base común para armadores, técnicos, científicos y gestores (SOLDECOCOS & OPP85, 2025; Sáez Jiménez et al., 2025).

Este desarrollo permite pasar de una descripción estática a una pesquería progresivamente monitorizable. La integración de capturas, esfuerzo, localización y actividad constituye la base para construir indicadores de explotación, mejorar la trazabilidad y relacionar la información de la flota con los trabajos científicos posteriores. Debe mantenerse, no obstante, la distinción entre la unidad de evaluación inicial centrada en la nasa y la escala de gestión del recurso, que requiere considerar las distintas fuentes de mortalidad pesquera que interactúan con la especie.

3.2. Principio 2: programa de observadores a bordo

El diagnóstico del Principio 2 identificó una segunda necesidad de información: ausencia de un registro sistemático de capturas no deseadas, conocimiento insuficiente de las interacciones con especies PAP, falta de cuantificación completa del impacto de las nasas sobre hábitats y escasa información específica sobre el papel de la quisquilla en el ecosistema. Estas carencias no equivalen a demostrar un impacto elevado; muestran, en cambio, que faltaba evidencia suficiente para caracterizarlo y gestionar posibles interacciones de forma verificable.

Como desarrollo del Plan de Acción se plantea un programa de observadores a bordo orientado a generar esa evidencia mediante embarques periódicos en la flota de nasa, protocolos estandarizados de observación, registro georreferenciado de la actividad y toma de datos biológicos y operativos. La información generada debe permitir caracterizar la composición específica de las capturas, frecuencia de bycatch y descartes, incidencias con especies protegidas y relaciones entre esfuerzo, zona y captura. Su integración con DATALBORÁN facilitará que estos registros alimenten medidas de mitigación y el seguimiento adaptativo. En el estado actual del proceso, esta línea debe presentarse como una actuación en desarrollo, no como un sistema de cobertura plenamente consolidado.

4. Generación de conocimiento biológico y delimitación espacial

El Plan de Acción señaló dos necesidades directamente relacionadas con el Principio 1: evaluar el estado de la población y definir los límites de la población de quisquilla del Mar de Alborán, confirmando o descartando la existencia de una población local. Ambas cuestiones condicionan la escala a la que pueden definirse puntos de referencia, objetivos de explotación y RCC. En ausencia de una definición suficientemente robusta de la unidad biológica, una regla aplicada sólo a una fracción de la población podría no responder adecuadamente al estado real del recurso.

Para avanzar en esta dirección, el Centro Oceanográfico de Baleares del IEO-CSIC ha planteado un estudio específico de la biología reproductora de *P. edwardsii* en aguas del Mar de Alborán y de su distribución espacial a lo largo de la costa peninsular mediterránea e Islas Baleares. El objetivo es estimar el periodo reproductivo y la talla de primera madurez a partir de información procedente de la flota comercial de Motril, y analizar la distribución espacial y la tendencia de los índices de abundancia y biomasa utilizando las campañas MEDITS. El propósito final es determinar si existen patrones diferentes de dinámica poblacional entre áreas mediterráneas (Guijarro et al., s. f.).

El diseño contempla muestreos mensuales de las capturas comerciales, registrando longitud de caparazón, peso, sexo y estado de madurez. A partir de estos datos se estudiará la proporción de sexos, la evolución temporal de los estados de madurez y la presencia de huevos. Una vez delimitado el periodo reproductivo, se estimará la talla de primera madurez fisiológica y la talla de primera madurez funcional. De forma complementaria, la información MEDITS permitirá estudiar presencia, tendencias interanuales de abundancia y biomasa y, cuando la información lo permita, modelar la distribución batimétrica y espacial.

La información disponible sobre talla de primera madurez procede principalmente de otras áreas mediterráneas. El documento técnico del IEO-CSIC recoge valores de referencia del Mediterráneo central en torno a 18,5 mm de longitud de caparazón para la madurez fisiológica y entre 18 y 20,2 mm para la madurez funcional. Estos valores constituyen antecedentes comparativos y no deben trasladarse automáticamente a Motril. Por ello, los trabajos en ejecución deben entenderse como la fase científica necesaria antes de fijar puntos de referencia,

umbrales o medidas locales.

5. De la información a las Reglas de Control de Captura

El elemento central del proceso de mejora es la transición desde la recopilación de información hacia una estrategia de captura explícita. El Plan MEDFISH propuso definir una estrategia precautoria con objetivos específicos capaces de mantener la población por encima de límites biológicos y alrededor de puntos de referencia, e incorporar un conjunto de RCC que permitan reducir la mortalidad por pesca cuando el recurso se aproxime a niveles de riesgo. La adopción de estas reglas se vinculó expresamente a los avances en evaluación del estado de la población, delimitación del stock y seguimiento de la actividad.

Una RCC no debe confundirse con una medida aislada. Su función es establecer de antemano una relación entre el estado observado del recurso y una respuesta de gestión. Para Motril, la arquitectura de la futura regla puede estructurarse en cinco componentes: (1) indicadores medibles; (2) niveles de referencia o activación; (3) respuesta de gestión previamente definida; (4) procedimiento de seguimiento; y (5) mecanismo periódico de revisión. Los trabajos en curso permiten identificar fuentes potenciales de indicadores —capturas y esfuerzo por modalidad, distribución espacial, estructura de tallas, proporción de individuos maduros, fenología reproductiva e índices MEDITS de abundancia y biomasa—, pero no justifican todavía fijar umbrales definitivos.

Esta distinción es relevante para interpretar correctamente el grado de avance: el proceso ha construido la arquitectura de información y decisión, pero la validación de indicadores, puntos de referencia y respuestas concretas dependerá de la evidencia científica generada y del marco competente de gestión.

Tabla 1. Correspondencia entre déficits identificados y actuaciones de mejora.

Déficit / indicador	Respuesta desarrollada	Evidencia o producto esperado	Situación
IC 1.1.1 / estado de la población	Análisis biológico y series MEDITS	Abundancia, biomasa, estructura y dinámica poblacional	En desarrollo
IC 1.2.1 / estrategia de captura	Integración de información pesquera y biológica	Indicadores del estado y de la explotación	En desarrollo
IC 1.2.2 / RCC	Diseño progresivo de reglas ligadas a indicadores	Respuesta de gestión predefinida ante cambios del recurso	Pendiente de umbrales y validación
IC 1.2.3 / información y seguimiento	DATALBORÁN y seguimiento de flota	Capturas, esfuerzo, actividad y distribución	Implementado y en ampliación
IC 2.2.3 / 2.3.2 / 2.3.3	Programa de observadores y registro de bycatch	Composición de capturas, interacciones PAP y datos para mitigación	En desarrollo
IC 2.5.1 / 2.5.2	Integración de información ecosistémica	Base para evaluar y gestionar efectos ecosistémicos	En desarrollo

Déficit / indicador	Respuesta desarrollada	Evidencia o producto esperado	Situación
IC 3.1.3 / 3.2.1 / 3.2.2	Solicitud de Comité Local de Participación	Espacio estable de consulta y formulación de recomendaciones	Solicitado a la SGP
IC 3.2.4	Marco periódico de revisión	Indicadores de rendimiento y evaluación	A desarrollar

6. Gobernanza participativa y fundamento jurídico

El Principio 3 del diagnóstico identificó un marco jurídico general claro, pero también la ausencia de objetivos específicos para la pesquería, mecanismos precautorios ligados al estado de la población, procedimientos suficientemente estructurados de toma de decisiones y un marco propio de revisión. El Plan de Acción respondió a estas carencias proponiendo un órgano específico para la pesquería, un grupo de trabajo multiactor y un proceso periódico de revisión interna y externa.

Sobre esta base, OPP85 ha formulado una solicitud a la Secretaría General de Pesca para que valore y, en su caso, acuerde la creación de un Comité Local de Participación para la mejora, seguimiento y gobernanza adaptativa de la pesquería de *P. edwardsii* de Motril. La propuesta es consultiva y sin carácter decisorio. Se plantea como un espacio estable para revisar la información pesquera y científica, formular recomendaciones, analizar criterios técnicos para RCC y coordinar a administración, sector, ciencia y entidades técnicas (OPP85, s. f.).

6.1. Mecanismo legal invocado por la solicitud

La solicitud articula su fundamento jurídico mediante dos preceptos de la Ley 5/2023, de 17 de marzo, de pesca sostenible e investigación pesquera. El artículo 31 define las medidas de gestión de los recursos pesqueros y prevé que la regulación pueda desarrollarse mediante planes de gestión para determinadas zonas o pesquerías, sobre la base de la mejor información científica disponible. El artículo 54 regula la cooperación y participación pesqueras y, en su apartado 4, habilita a la Secretaría General de Pesca para crear comités participativos de carácter consultivo en el marco de los planes de gestión de las pesquerías y/o de las reservas marinas de interés pesquero.

Por tanto, la Ley no crea automáticamente un Comité Local para la quisquilla de Motril ni atribuye a la OPP85 capacidad decisoria. El mecanismo planteado consiste en solicitar a la autoridad competente que valore su creación dentro del marco legal disponible. Esta precisión es importante porque permite presentar la gobernanza como una capacidad en construcción y no como una estructura ya formalizada.

La composición orientativa propuesta incluye a la Secretaría General de Pesca, la administración pesquera de la Junta de Andalucía, OPP85, Cofradía de Pescadores y representantes de la flota, IEO-CSIC y entidades técnicas y ambientales de apoyo. Entre sus funciones se proponen el seguimiento de capturas, esfuerzo, zonas de actividad y composición de tallas; la mejora de la base científica; el análisis de criterios técnicos para RCC; la participación del sector; y la elaboración de recomendaciones e informes de seguimiento. Se plantea un mínimo de dos reuniones anuales, comenzando con una sesión constitutiva para revisar la información disponible, identificar lagunas prioritarias y establecer una hoja de ruta biológico-pesquera (OPP85, s. f.).

7. Discusión

La experiencia de Motril muestra que una preevaluación de sostenibilidad puede tener utilidad más allá de la decisión inmediata de iniciar o no una certificación. Su principal valor ha sido convertir déficits generales en una secuencia verificable de tareas. La falta de información sobre la pesquería se tradujo en sistemas de seguimiento y bases de datos; las carencias del Principio 2 dieron lugar al planteamiento de observación a bordo; las incertidumbres sobre biología reproductora y distribución generaron trabajos científicos específicos; la ausencia de RCC se convirtió en la necesidad explícita de conectar indicadores con respuestas de gestión; y las limitaciones de gobernanza derivaron en una propuesta institucional concreta.

Este itinerario también muestra el papel de los Planes de Producción y Comercialización de OPP85 como vehículo para mantener la continuidad de las actuaciones. La relación entre MEDFISH y los trabajos posteriores no es sólo cronológica: el diagnóstico proporciona la matriz de necesidades y los PPC permiten convertir progresivamente esas necesidades en actuaciones de seguimiento, investigación y gobernanza. Esta lectura evita presentar DATALBORÁN, el estudio del IEO-CSIC, el programa de observadores o el Comité Local como iniciativas independientes.

No obstante, el grado de avance no es homogéneo. DATALBORÁN presenta un desarrollo operativo mayor que la evaluación biológica del recurso, el programa de observación ecosistémica, la formalización de las RCC y la creación del Comité Local. El estudio de madurez y distribución sigue en ejecución; por tanto, todavía no existen puntos de referencia definitivos ni una L50 local consolidada que pueda utilizarse automáticamente en una regla de gestión. Del mismo modo, el Comité ha sido solicitado, pero su creación depende de la decisión de la administración competente. Estas diferencias obligan a evitar presentar el proceso como concluido.

También debe mantenerse coherencia entre la escala de la pesquería evaluada y la escala biológica del recurso. La unidad inicial se centró en la nasa, mientras que la especie también es capturada por arrastre y su distribución excede el ámbito inmediato del puerto de Motril. La combinación de información de flota, observación a bordo y campañas MEDITS permitirá valorar qué indicadores son representativos y qué escala resulta apropiada antes de vincular una respuesta de esfuerzo o captura a un indicador local.

En términos de preparación para una futura evaluación completa, el proceso ha avanzado en la construcción de capacidades: existe una hoja de ruta, un sistema de información en expansión, nuevas fuentes de información ecosistémica, un programa científico orientado a parámetros relevantes para la gestión y una propuesta concreta de gobernanza. Sin embargo, la eventual certificación dependerá de demostrar, con evidencia suficiente, que el estado del recurso, la estrategia de captura, las RCC, los impactos ecosistémicos y los mecanismos de gestión cumplen los requisitos aplicables.

8. Conclusiones

- La preevaluación MSC permitió transformar un problema genérico de sostenibilidad en una agenda de mejora con déficits identificables y verificables, especialmente en información, estrategia de captura y RCC.
- Los Planes de Producción y Comercialización de OPP85 han funcionado como vehículo de continuidad del proceso, conectando el diagnóstico MEDFISH con herramientas de seguimiento, investigación aplicada y gobernanza.
- DATALBORÁN ha permitido estructurar información sobre capturas, esfuerzo y distribución, mientras que el programa de observadores a bordo responde a las lagunas del Principio 2 sobre capturas no deseadas,

especies PAP e impactos ecosistémicos.

- Los trabajos del IEO-CSIC sobre biología reproductora y distribución espacial constituyen el paso científico necesario antes de cerrar indicadores, puntos de referencia y RCC específicas para Motril.
- La solicitud de un Comité Local de Participación aporta un mecanismo de gobernanza para conectar información, ciencia y recomendaciones de gestión; su fundamento se articula mediante los artículos 31 y 54.4 de la Ley 5/2023, sin que ello implique que el órgano esté ya constituido.
- El resultado más relevante hasta la fecha no es la certificación en sí misma, sino la construcción progresiva de capacidades técnicas, científicas y participativas que permitan evaluar de forma objetiva el paso a una siguiente fase MSC.

Referencias

Colloca, F. (2002). Life cycle of the deep-water pandalid shrimp *Plesionika edwardsii* (Decapoda, Caridea) in the Central Mediterranean Sea. Journal of Crustacean Biology, 22(4), 775-783.

Company, J. B., & Sardà, F. (1997). Reproductive patterns and population characteristics in five deep-water pandalid shrimps in the Western Mediterranean along a depth gradient (150-1100 m). Marine Ecology Progress Series, 148, 49-58.

García-Rodríguez, M., Esteban, A., & Pérez Gil, J. L. (2000). Considerations on the biology of Plesionika edwardsi (Brandt, 1851) from experimental trap catches in the Spanish western Mediterranean Sea. Scientia Marina, 64(4), 369-379.

Guijarro, B., Ordines, F., Valls, M., & Massutí, E. (s. f.). Estudio de la biología reproductora de la quisquilla *Plesionika edwardsii* en aguas del Mar de Alborán y de su distribución espacial a lo largo de la costa peninsular e Islas Baleares. Documento técnico, Centro Oceanográfico de Baleares, IEO-CSIC.

Kalogirou, S., Dimitriadis, C., Maravelias, C. D., Poursanidis, D., Margaritis, M., Miliou, H., & Pihl, L. (2022). Bycatch dynamics from a small-scale shrimp trap fishery in the Mediterranean Sea. Diversity, 14(4), 1-22.

Ley 5/2023, de 17 de marzo, de pesca sostenible e investigación pesquera.

MSC & WWF España (2017). Quisquilla de nasa de Motril y Mar de Alborán: retos y oportunidades. Informe del taller MEDFISH, Almería, 10 de junio de 2017.

MSC & WWF España (s. f.). Plan de acción para el Proyecto de Mejoramiento de la Pesquería de quisquilla con nasa de Motril y otros puertos. Documento del proyecto MEDFISH.

OPP85 (s. f.). Solicitud de creación de un Comité Local de Participación para la mejora, seguimiento y gobernanza adaptativa de la pesquería de quisquilla *Plesionika edwardsii* de Motril. Documento de trabajo.

Sáez Jiménez, J., Ambrosio, L., Silva Torres, P., & Carrasco Rosado, I. (2025). DATALBORÁN: una herramienta participativa para la gestión pesquera sostenible y la conservación en el Mar de Alborán. XVI Reunión del Foro Científico de la Pesca Española en el Mediterráneo, Castellón, 17-18 de septiembre de 2025.

SOLDECOCOS & OPP85 (2025). DATALBORÁN: plataforma colaborativa para la gestión pesquera y la conservación marina en el Mar de Alborán. Resumen técnico.

Spedicato, M. T., Massutí, E., Mérigot, B., Tserpes, G., Jadaud, A., & Relini, G. (2019). The MEDITS trawl survey specifications in an ecosystem approach to fishery management. Scientia Marina, 83S1, 9-20.

Tugores, M. P., Ordines, F., Guijarro, B., García-Ruíz, C., Esteban, A., & Massutí, E. (2019). Essential fish habitats and hotspots of nekto-benthic diversity and density in the western Mediterranean. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 29, 461-471.

Integración de la gestión pesquera en espacios marinos de la Red Natura 2000: análisis comparado de la Custodia Marina de Formentera y el Estrecho Occidental

Jorge Sáez Jiménez (1), Francisco Gonzalo Sobrado Llompart (1)
(1) Sociedad para el Desarrollo de las Comunidades Costeras (SOLDECOCOS)

1. Introducción y planteamiento del problema

Los espacios marinos de la Red Natura 2000 concentran valores ecológicos de interés comunitario y, al mismo tiempo, sostienen actividades económicas y sociales estrechamente vinculadas al territorio. En el Mediterráneo occidental esta realidad es especialmente evidente: la pesca profesional, la navegación, el turismo y otros usos se superponen con hábitats sensibles, especies protegidas y zonas de elevada importancia ecológica. La cuestión central no consiste, por tanto, en contraponer conservación y actividad pesquera, sino en definir condiciones de compatibilidad capaces de mantener la funcionalidad de los ecosistemas y la viabilidad de las comunidades costeras.

La experiencia acumulada en la gestión marina muestra que la existencia de una figura de protección o de una norma sectorial no garantiza por sí sola la eficacia de las medidas. La planificación requiere una base científica suficiente, una distribución clara de competencias, instrumentos técnicos adecuados y espacios de participación capaces de incorporar el conocimiento del sector pesquero, de las administraciones, de la comunidad científica y de las organizaciones sociales. Esta comunicación parte de esa premisa y formula una pregunta de trabajo: ¿cómo pueden las herramientas jurídicas, técnicas y participativas contribuir a integrar la gestión pesquera en los espacios marinos Natura 2000?

Para responderla se comparan dos casos con distinto grado de madurez: el LIC/ZEPA Estrecho Occidental (ESZZ12004), de competencia estatal y actualmente orientado a la consolidación del conocimiento y de la gobernanza previa a futuras medidas de gestión; y los espacios marinos de Formentera incluidos en su Plan de Gestión Natura 2000, donde la custodia marina y la participación multisectorial presentan un desarrollo más avanzado. La comparación no pretende establecer un modelo único, sino identificar elementos transferibles entre dos momentos diferentes del ciclo de planificación ambiental marina.

2. Objetivo y metodología

El objetivo general es analizar la integración de la gestión pesquera en espacios marinos de la Red Natura 2000 y valorar la contribución de las herramientas de planificación, regulación y participación a la toma de decisiones y a la gobernanza ambiental. De forma específica, se pretende: (i) describir el marco jurídico e institucional común; (ii) identificar las herramientas técnicas y participativas utilizadas; (iii) comparar el grado de desarrollo de ambos casos; y (iv) extraer lecciones aplicables a otros espacios marinos protegidos.

La metodología combina cuatro componentes complementarios. En primer lugar, una revisión documental de normativa europea, estatal y autonómica, planes de gestión, estrategias marinas e informes técnicos. En segundo lugar, un análisis jurídico-institucional de las relaciones entre conservación de la biodiversidad y política pesquera. En tercer lugar, un análisis comparado de casos que permite ordenar similitudes y diferencias a partir de dimensiones comunes. Finalmente, se evalúan los mecanismos de participación sectorial y su capacidad para convertir el marco normativo en procesos estables de coordinación, deliberación, seguimiento y adaptación. El

enfoque es aplicado y se apoya también en documentación técnica vinculada a procesos en los que SOLDECOCOS ha participado profesionalmente.

3. Marco jurídico e institucional para la integración pesca–conservación

3.1. Un marco multinivel

Los dos casos comparten un entramado jurídico multinivel. En el nivel europeo, las Directivas Hábitats y Aves constituyen la base de la Red Natura 2000 y establecen obligaciones de conservación de hábitats y especies de interés comunitario. En España, la Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, la Ley 41/2010, de protección del medio marino, y las Estrategias Marinas articulan la conservación y la planificación ambiental del medio marino. A ello se superponen la Política Pesquera Común y la Ley 5/2023, de pesca sostenible e investigación pesquera, que incorporan principios de sostenibilidad, enfoque ecosistémico, conocimiento científico y compatibilidad de la actividad pesquera con la conservación.

Esta arquitectura genera una correspondencia entre instrumentos de conservación y de gestión pesquera. La Red Natura 2000 aporta objetivos y obligaciones de conservación; la normativa pesquera permite trasladar parte de esos objetivos a medidas operativas sobre artes, esfuerzo, capturas, medidas espaciales o reducción de impactos. El resultado no debe interpretarse como una suma de regímenes independientes, sino como un sistema que exige coherencia entre conservación y pesca, especialmente en materias como prevención del deterioro, evaluación de afecciones, enfoque ecosistémico, conectividad, especies sensibles, capturas accidentales, pesca artesanal y participación de los actores implicados.

Tres niveles de integración identificados

1. Jurídico-institucional	2. Técnico-operativo	3. Participativo
Claridad competencial, coherencia entre conservación y pesca y seguridad jurídica.	Cartografía, seguimiento pesquero, análisis de presiones, medidas espaciales, regulación de artes y evaluación adaptativa.	Mecanismos estables que integren administraciones, sector pesquero, comunidad científica y entidades sociales.

3.2. El Decreto 91/2023 como instrumento de integración en Baleares

En el caso balear, el Decreto 91/2023 introduce un marco autonómico específico para la pesca marítima y el marisqueo en las zonas que integran la Red Natura 2000 declaradas por la Comunidad Autónoma. Su relevancia para el análisis radica en que convierte objetivos generales de conservación en medidas pesqueras concretas y homogéneas, sin sustituir la capacidad de los planes de gestión de cada espacio para establecer disposiciones adicionales. De este modo, la política pesquera deja de aparecer como un elemento externo al sistema de conservación y pasa a formar parte de su instrumentación práctica.

Tabla 1. Síntesis de medidas pesqueras destacadas del Decreto 91/2023

Ámbito / arte	Orientación de la medida
Palangrillo	Medidas de reducción de capturas accidentales de aves marinas.

Ámbito / arte	Orientación de la medida
Redes de enmalle	Limitación del tiempo de calado en fondos sensibles y protección de maërl, precoralígeno y coralígeno.
Arrastre de fondo	Introducción de medidas técnicas para reducir el contacto con el fondo mediante puertas voladoras.
Marisqueo y pesca recreativa	Aplicación de la normativa específica correspondiente y posibilidad de medidas adicionales según el espacio y su plan de gestión.

Este desarrollo es especialmente significativo para Formentera, porque complementa el Plan de Gestión Natura 2000 aprobado por el Decreto 17/2020 y proporciona un vínculo directo entre conservación de hábitats, mitigación del bycatch y regulación pesquera. En términos de gobernanza, la existencia de reglas sectoriales compatibles con los objetivos ambientales refuerza la seguridad jurídica y facilita que los espacios participativos discutan no solo principios generales, sino también medidas concretas de implementación.

4. Casos de estudio

4.1. Estrecho Occidental: conocimiento y gobernanza para la futura planificación

El LIC/ZEPA Estrecho Occidental representa un proceso en construcción. Se trata de un espacio marino Natura 2000 de competencia estatal en el que la planificación debe integrar conservación de hábitats y especies con una elevada interacción de usos, especialmente pesca y tráfico marítimo. La trayectoria reciente puede sintetizarse como una secuencia acumulativa: talleres participativos iniciales en 2017; generación de cartografía e inventarios a través del proyecto Pleamar “Mar de Gades” desde 2018; análisis y articulación con la Red Natura 2000 y grupos de trabajo vinculados a LIFE INTEMARES entre 2020 y 2022; declaración del espacio en 2023; y una fase 2024–2027 orientada al monitoreo, la mitigación del bycatch y la futura planificación de medidas de gestión.

El principal valor del proceso es que la construcción de gobernanza se desarrolla en paralelo a la producción de información. La caracterización de hábitats, el seguimiento de presiones, la información pesquera y socioeconómica y el conocimiento procedente del sector permiten reducir incertidumbres antes de definir medidas de conservación. De esta manera, el diagnóstico no se limita a la dimensión ecológica: incorpora el funcionamiento de la actividad pesquera y sus interacciones con los valores protegidos, cuestión esencial para diseñar medidas técnicamente justificadas y socialmente aplicables.

La secuencia de trabajo identificada comprende cuatro pasos: conocimiento científico; integración de información pesquera y socioeconómica; participación y consolidación de un grupo motor; y formulación progresiva de futuras medidas de conservación. Este orden resulta relevante porque sitúa la participación antes de la decisión final y permite que los actores contribuyan a interpretar la evidencia, detectar conflictos de uso y valorar alternativas de gestión. El Estrecho Occidental ofrece así un ejemplo de institucionalización gradual de la cogobernanza desde una fase temprana del ciclo de planificación.

4.2. Formentera: custodia marina e implementación adaptativa

Formentera presenta un grado de desarrollo institucional más avanzado. Los espacios marinos analizados

cuentan con un Plan de Gestión Natura 2000 aprobado por el Decreto 17/2020 y con una estructura participativa basada en la custodia marina. La gobernanza se articula mediante la colaboración de administraciones públicas, sector pesquero profesional, comunidad científica, representantes del tejido empresarial y entidades ecologistas. Este entramado permite trasladar los objetivos del plan a espacios estables de diálogo y seguimiento.

La Mesa de Custodia Marina de Formentera actúa como foro permanente de participación, debate, seguimiento y evaluación de la implementación de las medidas. Su función consultiva ante la Administración y la creación de grupos técnicos —entre ellos, coordinación administrativa, pesca profesional, capacitación y usos turísticos— refuerzan la capacidad operativa del modelo. La custodia no sustituye las competencias públicas, sino que genera un espacio de coordinación y corresponsabilidad que puede mejorar la comprensión de las medidas, la identificación temprana de problemas y la continuidad del seguimiento.

El proceso puede representarse como un ciclo de gestión adaptativa: conocimiento científico y técnico; participación inicial; diseño del Plan de Gestión Natura 2000; acuerdo de custodia marina; constitución de la Mesa de Custodia; implementación de medidas; seguimiento y evaluación; y eventual ajuste de las actuaciones. La incorporación del Decreto 91/2023 refuerza este esquema al añadir medidas pesqueras específicas aplicables a los espacios Natura 2000, favoreciendo una conexión más directa entre regulación sectorial y objetivos de conservación.

5. Resultados y análisis comparado

La comparación evidencia que los dos casos no representan modelos contrapuestos, sino fases distintas de un mismo problema de política pública: cómo convertir objetivos de conservación en decisiones aplicables sobre el territorio marino. En ambos casos, la ciencia, la información pesquera y la participación aparecen como componentes necesarios; la diferencia principal reside en el grado de institucionalización y en la disponibilidad de instrumentos operativos.

Tabla 2. Síntesis comparada de los casos de estudio

Dimensión	Estrecho Occidental	Formentera
Estado del proceso	Fase previa: generación de conocimiento y construcción de gobernanza.	Fase avanzada: plan aprobado e implementación en marcha.
Instrumento central	Diagnóstico ecológico, integración pesquera y futura planificación.	Plan de gestión, custodia marina y mesa de seguimiento.
Papel de stakeholders	Participación en consolidación.	Participación más estable y estructurada.
Fortaleza principal	Integrar ciencia, pesca y gobernanza desde el inicio.	Capacidad operativa para coordinar e implementar medidas.
Lección transferible	La base científica es indispensable.	La participación permanente mejora legitimidad y aplicación.

El Estrecho Occidental aporta una lección metodológica relevante: la calidad de la futura planificación depende de la capacidad de construir una base de conocimiento compartida antes de cerrar medidas. Formentera aporta una lección institucional: la eficacia del plan mejora cuando la participación dispone de continuidad, reglas de funcionamiento y espacios técnicos capaces de acompañar la implementación. La transferibilidad entre ambos casos no implica replicar estructuras de forma automática, sino adaptar estos principios a las competencias, actividades y condiciones ecológicas de cada territorio.

De forma transversal, el análisis confirma tres necesidades. Primero, disponer de un marco jurídico claro que reduzca la fragmentación entre conservación y pesca. Segundo, mantener herramientas técnicas que permitan evaluar hábitats, presiones, actividad pesquera y resultados de las medidas. Tercero, sostener mecanismos participativos permanentes, de manera que el sector pesquero y los demás actores no intervengan únicamente en fases de consulta, sino también en la interpretación de la información, el seguimiento y la revisión adaptativa.

6. Discusión: hacia una cogobernanza operativa de la pesca en Natura 2000

La gestión pesquera dentro de la Red Natura 2000 no debe entenderse como una actividad externa a la conservación, sino como una dimensión estructural de la gestión del espacio. Esta perspectiva permite superar dos riesgos frecuentes: por una parte, diseñar medidas ambientales que no incorporen adecuadamente el funcionamiento real de las pesquerías; por otra, desarrollar regulación pesquera sin conexión suficiente con los objetivos de conservación de hábitats y especies. La integración jurídica y participativa busca precisamente reducir esa distancia.

En este sentido, la seguridad jurídica resulta tan importante como la calidad de la información científica. La coexistencia de competencias ambientales y pesqueras de distintos niveles administrativos obliga a identificar con claridad quién puede aprobar, aplicar, vigilar y evaluar cada medida. La experiencia balear muestra cómo un plan de gestión ambiental puede complementarse con regulación pesquera específica, mientras que el Estrecho Occidental evidencia la necesidad de articular la futura planificación con las competencias estatales y con los procesos técnicos y participativos ya iniciados.

La participación adquiere un valor operativo cuando está vinculada a información y a decisiones concretas. Los procesos analizados muestran que el conocimiento ecológico local del sector pesquero puede complementar la cartografía, los inventarios y el seguimiento científico; a su vez, la comunidad científica y las administraciones pueden aportar criterios de evaluación, seguridad jurídica y continuidad. La combinación de estos saberes facilita la corresponsabilidad y puede mejorar tanto la legitimidad como la aplicabilidad de las medidas.

La gestión adaptativa constituye el punto de encuentro entre ambos casos. En Formentera, la existencia de un plan, una mesa estable y mecanismos de seguimiento permite avanzar hacia ciclos de implementación, evaluación y ajuste. En el Estrecho Occidental, la consolidación del conocimiento y de la gobernanza crea las condiciones para que las futuras medidas nazcan con capacidad de seguimiento y revisión. En ambos casos, el objetivo no es fijar respuestas inmutables, sino disponer de un sistema capaz de aprender de los resultados y modificar las actuaciones cuando la evidencia lo aconseje.

7. Conclusiones y recomendaciones

El análisis comparado permite extraer cinco conclusiones principales. Primero, la planificación ambiental marina es más sólida cuando se apoya en una base técnico-científica suficiente y en información pesquera y socioeconómica integrada. Segundo, la participación de stakeholders mejora la legitimidad, la coordinación y la

aplicación práctica de las medidas cuando se mantiene a lo largo del ciclo de gestión. Tercero, la articulación entre normativa ambiental y pesquera es una condición necesaria para evitar enfoques sectoriales y dotar de seguridad jurídica a las decisiones. Cuarto, Formentera representa un modelo más maduro de implementación participativa, mientras que el Estrecho Occidental ofrece un proceso especialmente valioso de construcción de conocimiento y gobernanza previa a la planificación. Quinto, ambos casos confirman que la gestión adaptativa requiere seguimiento, evaluación y capacidad de corrección.

En particular, la Custodia Marina de Formentera puede considerarse un modelo de referencia por su eficacia operativa en el seguimiento continuado de las medidas del Plan de Gestión Natura 2000. Su valor no reside únicamente en haber creado un espacio estable de participación, sino en acompañar la ejecución del plan mediante la Mesa de Custodia, los grupos técnicos y la evaluación periódica de avances, dificultades y necesidades de ajuste. Este seguimiento ha favorecido la implementación progresiva y efectiva de las medidas de gestión y ha permitido mantener activo el ciclo de planificación, ejecución, evaluación y adaptación, reforzando la corresponsabilidad entre Administración, sector pesquero, comunidad científica, tejido empresarial y entidades sociales.

A partir de estos resultados se proponen las siguientes recomendaciones: reforzar la conexión entre conocimiento científico y toma de decisiones; consolidar estructuras participativas estables con presencia efectiva del sector pesquero; integrar de forma explícita las políticas de conservación marina y las políticas pesqueras; mejorar la coordinación entre administraciones competentes; mantener sistemas de seguimiento capaces de evaluar la eficacia ecológica y socioeconómica de las medidas; y tomar como referencia el modelo de Custodia Marina de Formentera para otros espacios marinos Natura 2000, adaptándolo a cada contexto institucional y ecológico. Esta transferencia debería preservar uno de sus elementos esenciales: la existencia de una estructura permanente capaz de acompañar el grado de ejecución de los planes de gestión, detectar dificultades, proponer ajustes y mantener la participación de los actores a lo largo de todo el ciclo de gestión.

Como reflexión final, la conservación del medio marino y la sostenibilidad de la pesca no constituyen objetivos independientes. La gestión eficaz de los espacios marinos protegidos depende de la integración entre ciencia, gobernanza participativa y coordinación institucional. En esta lógica, la Red Natura 2000 puede actuar no solo como un marco de protección de la biodiversidad, sino también como un espacio de innovación en políticas públicas capaz de vincular conservación, actividad pesquera y sostenibilidad a largo plazo de las comunidades costeras.

Referencias normativas y documentales

Directiva 92/43/CEE del Consejo, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (Directiva Hábitats).

Directiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, relativa a la conservación de las aves silvestres (Directiva Aves).

Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino.

Ley 5/2023, de 17 de marzo, de pesca sostenible e investigación pesquera.

Govern de les Illes Balears. Decreto 17/2020. Plan de Gestión Natura 2000 de Formentera.

Govern de les Illes Balears. Decreto 91/2023, de 15 de diciembre, por el que se regula la pesca marítima y el marisqueo en las zonas que integran la Red Ecológica Europea Natura 2000 declaradas por la Comunidad Autónoma de las Illes Balears.

SOLDECOCOS (2026). Integración de la gestión pesquera en espacios marinos de la Red Natura 2000: análisis comparado de la Custodia Marina de Formentera y el Estrecho Occidental. Comunicación y presentación técnica, Foro científico de la pesca española del Mediterráneo, Motril.

Evaluación mediante modelos ecosistémicos de los efectos de diferentes estrategias de protección espacial sobre los ecosistemas y las pesquerías del Mediterráneo noroccidental

Cesc Gordó Vilaseca, Miquel Ortega, Marta Coll

ICM-CSIC

1. Introducción

La Unión Europea ha establecido el objetivo de proteger al menos el 30% de sus aguas marinas antes de 2030, de las cuales un 10% deberá estar bajo protección estricta. Alcanzar estos objetivos implica una expansión considerable de la protección espacial en aguas europeas, incluidas las españolas, y plantea cuestiones importantes sobre sus posibles efectos ecológicos y socioeconómicos. Las áreas marinas protegidas (AMP), y en especial las áreas totalmente protegidas (ATP), pueden favorecer la recuperación de la biomasa de las especies explotadas, aumentar la diversidad y modificar las interacciones ecológicas dentro de los ecosistemas (Grorud-Colvert et al., 2021). Sin embargo, hasta qué punto estos efectos se traducen en beneficios para las pesquerías sigue siendo objeto de debate. En particular, la evidencia sobre si el aumento de biomasa y el efecto de desbordamiento (*spillover*) pueden compensar la pérdida o redistribución de las zonas de pesca es todavía limitada (Hilborn et al., 2025), y parece depender de las características del ecosistema, de las pesquerías y de la localización y protección efectiva de las áreas protegidas (Di Lorenzo et al., 2016, 2020).

En este contexto, una cuestión fundamental para la planificación de futuras redes de protección no es únicamente cuánto proteger, sino también dónde hacerlo. Diferentes estrategias de localización pueden generar respuestas ecológicas y pesqueras distintas, tanto a escala local como regional, y en diferentes horizontes temporales. Evaluar estas respuestas de forma empírica resulta complejo. Incluso en los estudios que comparan la situación antes y después del establecimiento de una AMP con zonas control (diseños BACI, del inglés Before-After Control-Impact), es difícil atribuir los cambios observados únicamente a la protección. Las zonas donde se establecen las AMP no son sistemas aislados ni controlados, sino espacios en los que convergen múltiples presiones además de la pesca, y no es posible reproducir exactamente las mismas condiciones sin introducir nueva variabilidad espacial o temporal (Ferraro, 2009; Kerr et al., 2019).

Los modelos, entendidos como representaciones matemáticas simplificadas de la realidad, ofrecen una alternativa para abordar esta limitación, ya que permiten simular escenarios en los que todas las variables se mantienen constantes excepto aquellas cuyo efecto queremos estudiar. En nuestro caso, usamos modelos ecosistémicos espacialmente explícitos que incorporan las interacciones entre especies, la dinámica espacial de

las poblaciones y la actividad pesquera. De este modo, podemos estudiar el efecto de aplicar una protección estricta del 10% de la zona de estudio, mientras mantenemos el resto de variables constantes.

Así pues, en este trabajo utilizamos un modelo espacio-temporal de red trófica del Mediterráneo noroccidental para explorar los efectos de diferentes estrategias de protección sobre el ecosistema y las pesquerías, simulando el sistema y modificando únicamente la distribución espacial de la protección. Planteamos dos hipótesis: (1) el establecimiento de un 10% de protección estricta implicaría una reducción inicial de las capturas, que podría compensarse en algún momento gracias al aumento de biomasa y al efecto de desbordamiento; y (2) la magnitud de esta pérdida inicial y el tiempo necesario para compensarla dependerían de la estrategia de localización de las áreas protegidas.

2. Metodología

Partimos del modelo del Mediterráneo noroccidental desarrollado por Coll et al. (2024), basado en el marco Ecopath con Ecosim y Ecospace (Christensen & Walters, 2004; Walters et al., 1999). El modelo representa 56 grupos funcionales, desde productores primarios y zooplancton hasta peces, mamíferos marinos y aves marinas (Figura 1), y abarca el Mediterráneo noroccidental (GSA 06 y 07 de España y Francia) hasta los 1000 m de profundidad. Tras revisar el modelo y actualizarlo con nuevos datos, lo ajustamos a las series temporales de biomasa, capturas y esfuerzo pesquero disponibles para el periodo 2000–2020. Este ajuste permite que el modelo reproduzca la tendencia de declive que han experimentado la mayoría de las pesquerías de la región en las últimas décadas (FAO, 2025).

En Ecospace, la distribución espacial de cada grupo funcional se determina a partir de la idoneidad de cada celda para cada especie, calculada en función de la temperatura, la salinidad, la profundidad y el tipo de sustrato (Christensen et al., 2014). De este modo, los grupos se concentran en las celdas cuyas condiciones se ajustan mejor a sus preferencias. En las proyecciones, el esfuerzo pesquero y las condiciones ambientales se mantuvieron constantes en sus respectivos valores del último año de la serie de datos, de manera que las diferencias entre escenarios reflejan únicamente el efecto de la distribución espacial de la protección.

2.1. Escenarios de protección

Para evaluar el efecto de la localización de la protección, diseñamos distintos escenarios de redes de ATP cubriendo siempre el 10% de la zona de estudio, pero priorizando diferentes criterios: (1) selección aleatoria de las zonas, (2) priorización de zonas con alta biomasa de especies explotadas, (3) priorización de biomasa de las especies explotadas, pero penalizando las zonas con más presión pesquera, (4) priorización de la protección en zonas de más presión pesquera, (5) priorización de zonas de elevada productividad, (6) priorización de zonas con alta riqueza de especies según nuestro propio modelo, y (7) priorización de zonas que modelos de distribución de especies detectan como zonas de alta riqueza. Simulamos todos estos escenarios y los comparamos con un escenario de referencia (*Business as Usual*, BAU), que mantenía la configuración existente de las áreas protegidas.

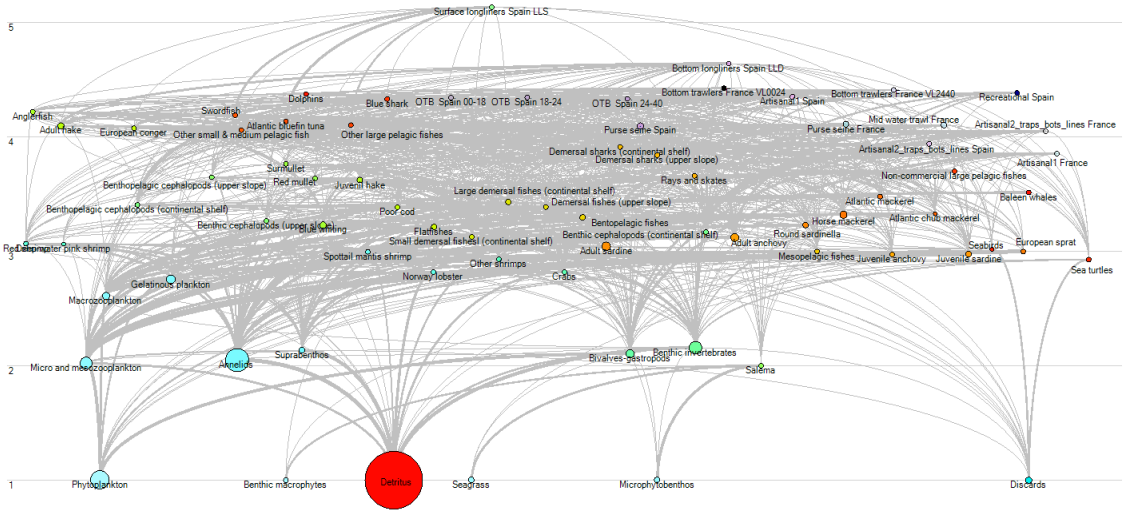


Figura 1. Diagrama de flujo del modelo Ecopath de la GSA06 y GSA07. Representación de los grupos funcionales del modelo ecosistémico y los flujos de biomasa entre ellos. La posición de los grupos en el eje vertical representa el nivel trófico, mientras que el tamaño del círculo representa la biomasa (log10) de este grupo funcional en el sistema.

2.2. Evaluación de los efectos ecológicos y pesqueros

A partir de estas simulaciones, calculamos los efectos de la protección sobre la biomasa, las capturas, los ingresos pesqueros y la estructura de la comunidad a tres escalas espaciales: dentro de las áreas totalmente protegidas (ATP), en una franja de 4 km a su alrededor y en el conjunto de la región. Esta aproximación permite distinguir entre los efectos locales de la protección, los posibles efectos de desbordamiento (*spillover*) hacia las zonas adyacentes y los efectos netos sobre la actividad pesquera regional. Los resultados se expresan como porcentaje de cambio respecto al escenario de referencia (BAU), en la misma zona y en el mismo momento de la simulación.

La calibración y validación espacial de los modelos Ecospace es compleja, ya que no existen datos observados a la misma resolución a la que trabaja el modelo. En otras palabras, no conocemos con precisión la distribución real de la mayoría de especies a escalas de pocos kilómetros, lo que impide una comparación directa celda a celda. Por ello, evaluamos el modelo comprobando si la distribución espacial de la biomasa simulada se correlaciona de forma significativa con fuentes de datos independientes. Para las principales especies comerciales utilizamos los datos de las campañas MEDITS, campañas científicas anuales de arrastre independientes de la actividad pesquera, aunque limitadas a un único mes al año. Las correlaciones entre la biomasa simulada y la observada fueron significativas para las especies evaluadas, con valores medios entre 2010 y 2020 de entre 0,1 y 0,35 según la especie (Figura 2).

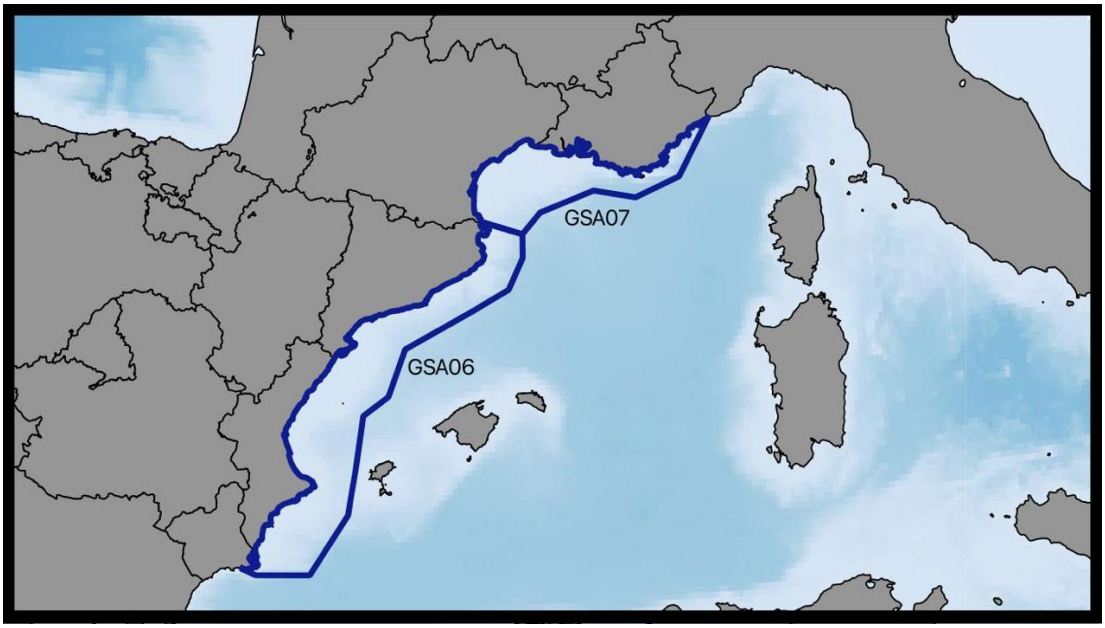


Figura 2. Zona de estudio y calibración del modelo. El modelo está calibrado para la GSA06 y la GSA07, pero este estudio ha analizado únicamente la GSA07.

3. Resultados preliminares: efectos de la protección en el golfo de León

En el golfo de León, proteger estrictamente el 10% del área tuvo efectos positivos sobre la biomasa dentro de las ATP en la mayoría de los escenarios evaluados (**Figura 3**). Según la estrategia, la biomasa total de la comunidad dentro de las ATP osciló entre una disminución del 2,5% y un aumento cercano al 20% al cabo de diez años. Además, todos los escenarios mostraron un aumento de la equidad en la distribución de la biomasa entre especies, lo que indica cambios en la estructura de la comunidad asociados a la reducción de la mortalidad por pesca.

Los efectos en las zonas adyacentes a las ATP fueron especialmente relevantes para las pesquerías. Aunque los cambios de biomasa fueron relativamente pequeños, las capturas respondieron positivamente en numerosos escenarios, algo compatible tanto con el desbordamiento de biomasa como con la redistribución espacial del esfuerzo pesquero (Goñi et al., 2010; Kerwath et al., 2013).

A escala regional, la respuesta de las pesquerías dependió en gran medida de la estrategia de localización. Las capturas agregadas disminuyeron inicialmente entre un 0,5% y un 3,1% respecto al escenario BAU. Sin embargo, estas pérdidas se redujeron con el tiempo y, en varios escenarios, las capturas igualaron o superaron las del escenario de referencia a medio o largo plazo. Los ingresos se recuperaron más rápidamente que las capturas: en los escenarios que priorizaban zonas de elevada biomasa y productividad, los ingresos anuales igualaron a los del escenario BAU al cabo de unos seis años, mientras que la recuperación de las capturas requirió alrededor de dos décadas.

Así pues, la estrategia de localización condicionó de forma importante tanto la magnitud como la velocidad de recuperación de las variables pesqueras. Proteger zonas sometidas a una elevada presión pesquera produjo los

mayores aumentos de biomasa, mientras que las estrategias centradas en zonas productivas permitieron una recuperación relativamente rápida de capturas e ingresos. Por el contrario, la selección aleatoria mostró una recuperación más lenta, y algunas estrategias no llegaron a alcanzar los niveles del escenario BAU durante las primeras décadas de simulación.

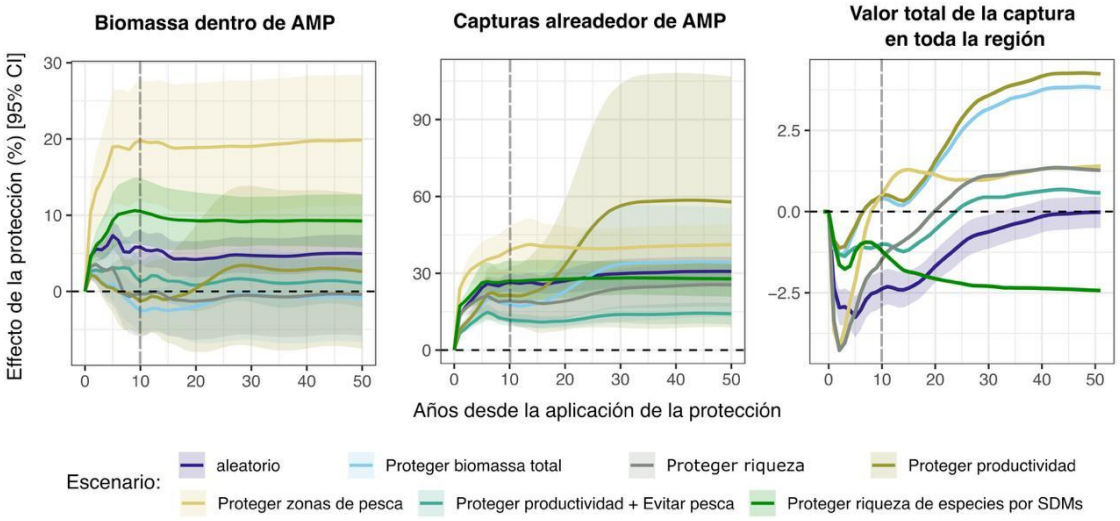


Figura 3. Efectos de las diferentes estrategias de protección sobre la biomasa, las capturas y los ingresos dentro, alrededor de la zona de protección y en toda la región del golfo de León, respectivamente.

4. Discusión

Los resultados obtenidos en el golfo de León indican que protección y actividad pesquera no tienen por qué ser objetivos contrapuestos (Arneth et al., 2023). Nuestras simulaciones sugieren que las ATP pueden generar una recuperación de la biomasa suficiente para producir, a medio y largo plazo, beneficios pesqueros en las zonas circundantes que compensen la pérdida de área pescable y que, por tanto, se traduzcan en beneficios potenciales a escala regional.

Estos beneficios, sin embargo, no son uniformes: la estrategia empleada para seleccionar la ubicación de las AMP resulta determinante. En particular, las estrategias que evitan sistemáticamente las zonas de pesca pueden reducir no solo los beneficios ecológicos de la protección, sino también los beneficios para el propio sector pesquero. Este resultado es especialmente relevante porque las áreas protegidas tienden a establecerse en zonas de bajo interés pesquero, donde generan menos conflicto pero también menos beneficios (Devillers et al., 2015, 2020), y porque algunas aproximaciones de priorización incorporan criterios pesqueros precisamente para reducir el conflicto con el sector (p. ej., Ortega et al., 2023). Del mismo modo, la selección aleatoria tampoco resulta ventajosa, mientras que proteger las zonas más productivas maximiza el efecto positivo de la protección para el sector.

Nuestros resultados sugieren también que las pérdidas iniciales de capturas e ingresos, relativamente pequeñas, pueden compensarse con el tiempo, aunque el plazo necesario para ello varía considerablemente entre escenarios (Babcock et al., 2010). Conviene, sin embargo, distinguir entre dos momentos. El primero es aquel en el que los ingresos anuales vuelven a igualar o superar a los del escenario BAU, lo que en nuestras

simulaciones no ocurrió en ningún caso antes de seis años. El segundo es aquel en el que las ganancias acumuladas a partir de ese momento compensan también las pérdidas acumuladas durante los primeros años. Es decir, aunque a partir de un cierto año la protección genere beneficios anuales, el sector solo habría recuperado realmente lo perdido cuando estos excedentes hayan cubierto el déficit inicial, lo que necesariamente ocurre más tarde. Este desfase plantea un reto social: cómo acompañar al sector pesquero durante este periodo de transición.

Finalmente, conviene interpretar estos resultados como un ejercicio de modelización con sus limitaciones, pues el modelo es una simplificación de la realidad que deja fuera aspectos que podrían influir en la magnitud de las respuestas a la protección. Por ejemplo, nuestro modelo no representa explícitamente la dispersión larvaria, que probablemente aumentaría el efecto de la protección, ni determinados procesos de recuperación del hábitat. Además, asume precios constantes y modela la adaptación espacial de la flota mediante un esquema coste-beneficio que es, en sí mismo, otra simplificación de un sistema pesquero complejo (Ortega et al., 2024). Por ello, los resultados deben entenderse como una evaluación comparativa de escenarios y no como una predicción exacta de los efectos de una red concreta de áreas protegidas.

5. Conclusiones

Evaluar los efectos de la protección requiere un enfoque contrafactual: lo relevante no es cómo cambian la biomasa o las capturas a lo largo del tiempo, sino cómo difieren respecto a lo que habría ocurrido sin protección. Desde esta perspectiva, la ubicación de las áreas protegidas, la distribución espacial de la actividad pesquera y la escala temporal considerada resultan factores determinantes. En concreto, nuestros resultados muestran que:

1. La protección, por sí sola, no garantiza un resultado determinado a escala regional; sus efectos dependen de dónde y cómo se implemente.
2. Las AMP ubicadas en zonas con presión pesquera o alta productividad son las que generan mayores beneficios, tanto ecológicos como pesqueros.
3. Evitar las zonas de pesca para minimizar el conflicto con el sector puede resultar contraproducente, al reducir precisamente los beneficios que la protección podría aportarle.
4. La ubicación aleatoria de las AMP no aporta beneficios claros frente a una planificación basada en criterios ecológicos y pesqueros.
5. Los beneficios pesqueros tardan en materializarse (al menos seis años para que los ingresos anuales igualen a los del escenario BAU, y más para compensar las pérdidas acumuladas; alrededor de dos décadas en el caso de las capturas), por lo que es necesario prever medidas de acompañamiento para el sector durante este periodo.

6. Referencias

Arneth, A., Leadley, P., Claudet, J., Coll, M., Rondinini, C., Rounsevell, M. D. A., Shin, Y., Alexander, P., & Fuchs, R. (2023). Making protected areas effective for biodiversity, climate and food. Global Change Biology, 29(14), 3883–3894. https://doi.org/10.1111/gcb.16664

Babcock, R. C., Shears, N. T., Alcala, A. C., Barrett, N. S., Edgar, G. J., Lafferty, K. D., McClanahan, T. R., & Russ, G. R. (2010). Decadal trends in marine reserves reveal differential rates of change in direct and indirect effects.

Proceedings of the National Academy of Sciences, 107(43), 18256–18261. https://doi.org/10.1073/pnas.0908012107

Christensen, V., Coll, M., Steenbeek, J., Buszowski, J., Chagaris, D., & Walters, C. J. (2014). Representing variable habitat quality in a spatial food web model. Ecosystems, 17(8), 1397–1412. https://doi.org/10.1007/s10021-014-9803-3

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., Bellido, J. M., Pennino, M. G., Albo-Puigserver, M., Báez, J. C., Christensen, V., Corrales, X., Fernández-Corredor, E., Giménez, J., Julià, L., Lloret-Lloret, E., Macias, D., Ouled-Cheikh, J., Ramírez, F., Sbragaglia, V., & Steenbeek, J. (2024). Retrospective analysis of the pelagic ecosystem of the Western Mediterranean Sea: Drivers, changes and effects. Science of The Total Environment, 907, 167790. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167790

Devillers, R., Pressey, R. L., Grech, A., Kittinger, J. N., Edgar, G. J., Ward, T., & Watson, R. (2015). Reinventing residual reserves in the sea: are we favouring ease of establishment over need for protection? Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 25(4), 480–504. https://doi.org/10.1002/aqc.2445

Devillers, R., Pressey, R. L., Ward, T. J., Grech, A., Kittinger, J. N., Edgar, G. J., & Watson, R. A. (2020). Residual marine protected areas five years on: are we still favouring ease of establishment over need for protection? Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 30(9), 1758–1764. https://doi.org/10.1002/aqc.3374

Di Lorenzo, M., Claudet, J., & Guidetti, P. (2016). Spillover from marine protected areas to adjacent fisheries has an ecological and a fishery component. Journal for Nature Conservation, 32, 62–66. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2016.04.004

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

FAO. (2025). The state of Mediterranean and Black Sea fisheries 2025. General Fisheries Commission for the Mediterranean. https://doi.org/10.4060/cd7701en

Ferraro, P. J. (2009). Counterfactual thinking and impact evaluation in environmental policy. New Directions for Evaluation, 2009(122), 75–84. https://doi.org/10.1002/ev.297

Goñi, R., Hilborn, R., Díaz, D., Mallol, S., & Adlerstein, S. (2010). Net contribution of spillover from a marine reserve to fishery catches. Marine Ecology Progress Series, 400, 233–243. https://doi.org/10.3354/meps08419

Grorud-Colvert, K., Sullivan-Stack, J., Roberts, C., Constant, V., Horta e Costa, B., Pike, E. P., et al. (2021). The MPA Guide: a framework to achieve global goals for the ocean. Science, 373(6560), eabf0861. https://doi.org/10.1126/science.abf0861

Hilborn, R., Fitchett, M., Hampton, J., & Ovando, D. (2025). When does spillover from marine protected areas indicate benefits to fish abundance and catch? Theoretical Ecology, 18(1), 1. https://doi.org/10.1007/s12080-

024-00596-2

Kerr, L. A., Kritzer, J. P., & Cadrin, S. X. (2019). Strengths and limitations of before–after–control–impact analysis for testing the effects of marine protected areas on managed populations. ICES Journal of Marine Science, 76(4), 1039–1051. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz014

Kerwath, S. E., Winker, H., Götz, A., & Attwood, C. G. (2013). Marine protected area improves yield without disadvantaging fishers. Nature Communications, 4(1), 2347. https://doi.org/10.1038/ncomms3347

Ortega, M., Castro-Cadenas, M. D., Steenbeek, J., & Coll, M. (2023). Identifying and prioritizing demersal fisheries restricted areas based on combined ecological and fisheries criteria: the western Mediterranean. Marine Policy, 157, 105850. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2023.105850

Ortega, M., Lloret-Lloret, E., & Coll, M. (2024). Diversity, competition and collaboration in the Catalan Mediterranean coastal fisheries. Ocean & Coastal Management, 255, 107257. https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2024.107257

Walters, C., Pauly, D., & Christensen, V. (1999). Ecospace: prediction of mesoscale spatial patterns in trophic relationships of exploited ecosystems, with emphasis on the impacts of marine protected areas. Ecosystems, 2(6), 539–554. https://doi.org/10.1007/s100219900101

Análisis espacio-temporal de elasmobranquios: foco en el Levante español e identificación automática.

Ismael Beviá Ballesteros[4], Nieves Aranda Garrido[2,5], Irene Antón Linares[2,5], Jorge Azorín López[4], Isabel Abel Abellán[2,5], Elisa Arroyo Martínez[1], Andrés Fuster Guilló[4], Alfonso Ángel Ramos Esplá[2,3] María Francisca Giménez Casalduero[2,3,5],

[1]Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC), San Pedro del Pinatar, Murcia, España

[2]Centro de Investigación Marina de Santa Pola, Universidad de Alicante, Alicante, España

[3]Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Universidad de Alicante, Alicante, España

[4]Departamento de Tecnología Informática y Computación, Universidad de Alicante, Alicante, España

[5]Instituto Multidisciplinar de Estudios Medioambientales (IMEM) “Ramón Margalef”, Univer. de Alicante,

Introducción

Los elasmobranquios constituyen una subclase de peces cartilaginosos que incluye tiburones, rayas, mantas y torpedos. Actualmente se han descrito más de 1.200 especies distribuidas por todos los océanos del mundo [Gayford and Jambura, 2025], de las cuales cerca del 38 % están catalogadas en alguna categoría de amenaza de extinción según los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) [IUCN, 2025]. Esta situación convierte a los elasmobranquios en uno de los grupos de vertebrados más amenazados a escala global.

Los elasmobranquios desempeñan un papel fundamental en el equilibrio y funcionamiento de los ecosistemas marinos. Como depredadores de distintos niveles tróficos, contribuyen al mantenimiento de la estructura y la estabilidad de las comunidades marinas [Heithaus et al., 2008, Ferretti et al., 2010]. Su dieta puede ser altamente variable entre especies, incluyendo peces óseos, cefalópodos, crustáceos, moluscos e incluso otros elasmobranquios [Bornatowski et al., 2023].

En el mar Mediterráneo, se ha confirmado la presencia de 86 especies distintas [Koehler, 2025], lo que convierte a esta cuenca en una zona de gran interés para su conservación. Asimismo, recientemente se han identificado varias *Important Shark and Ray Areas* (ISRA), promovidas por la IUCN, en el Levante español. Estas áreas se caracterizan por albergar hábitats esenciales para distintas especies y presentan un elevado potencial para el desarrollo e implementación de medidas de gestión y conservación [Pozo-Montoro et al., 2025].

A pesar de su importancia ecológica, el conocimiento actual sobre la distribución y abundancia de muchas especies continúa siendo insuficiente. La escasez de datos empíricos, la ausencia de programas de monitorización continuados y la dispersión de la información existente constituyen algunos de los principales obstáculos para el diseño e implementación de estrategias de conservación efectivas [Jorgensen et al., 2022]. Como consecuencia, persisten importantes vacíos de información que dificultan el desarrollo de estrategias y políticas de conservación fundamentadas en evidencia científica [Pimiento et al., 2023].

Con el objetivo de contribuir a reducir estas limitaciones, el proyecto *Nuevas tecnologías y avances en el conocimiento de elasmobranquios del Levante español 2* [FEMPA, 2025] continúa la línea de investigación iniciada en años anteriores mediante la recopilación y estructuración de registros fotográficos de especies de elasmobranquios, tanto de fuentes propias como de registros públicos, abarcando el área de estudio y otros ámbitos geográficos de interés. Cada registro incorpora, además de la imagen, información espacial y temporal asociada a la observación, lo que ha permitido desarrollar una base de datos georreferenciada de gran utilidad para estudios sobre distribución, ecología y conservación de elasmobranquios.

En este trabajo se presenta un análisis preliminar de los registros recopilados hasta la fecha, poniendo de manifiesto algunos patrones espaciales y temporales relevantes y proporcionando una herramienta de referencia útil para el estudio de la distribución de los elasmobranquios y el apoyo a futuras estrategias de monitorización y conservación. Asimismo, se presentan brevemente nuevas herramientas digitales basadas en inteligencia artificial [Beviá-Ballesteros et al., 2025, 2026a], entre las que se incluyen una plataforma web para la identificación masiva de especies y una aplicación móvil para su uso en entornos de campo.

Métodos

Con el objetivo de contribuir al estudio de la biodiversidad marina y al desarrollo de herramientas tecnológicas para su conservación, se ha construido un conjunto de datos de imágenes de especies de elasmobranquios de interés para la costa levantina española [Arroyo et al., 2021], junto con los metadatos espaciales y temporales asociados a cada observación. Este recurso constituye la base para las tareas posteriores de este trabajo, entre ellas el análisis de la distribución y representatividad de las especies, así como el entrenamiento y la evaluación de sistemas de identificación automática basados en inteligencia artificial y visión por computador.

El conjunto de datos se centra en 16 especies de elasmobranquios. Únicamente se consideraron imágenes obtenidas fuera del medio acuático y que mostraran suficiente información morfológica para permitir una identificación fiable por parte de los expertos. Una primera versión de este conjunto de datos fue presentada en [Beviá-Ballesteros et al., 2026b], donde se describe en detalle el proceso de desarrollo. El presente trabajo

analiza una versión ampliada y consolidada de dicho conjunto de datos, manteniendo los mismos criterios metodológicos empleados en su construcción.

Las imágenes se recopilaron junto con sus metadatos siempre que fue posible, incluyendo la fecha de captura y la localización geográfica a nivel de país y, cuando estaba disponible, de comunidad autónoma, región o subdivisión administrativa equivalente. La construcción del conjunto de datos se realizó a partir de fuentes de imágenes tanto externas como propias:

- **Fuentes externas:** proceden de repositorios públicos orientados a la ciencia ciudadana y a la investigación en biodiversidad, cuyas licencias permiten explícitamente la reutilización de los datos.
- **Fuentes propias:** corresponden a imágenes obtenidas mediante campañas de trabajo de campo y colaboraciones con proyectos locales, pescadores y lonjas, principalmente dentro del área geográfica de estudio. Todas las imágenes adquiridas internamente siguieron un protocolo de captura [Abel et al., 2025] resumido en el tríptico expuesto en la Fig. 1, diseñado para garantizar una calidad visual adecuada y una representación consistente de los ejemplares.



Figura 1. Folleto ilustrativo elaborado para difundir el protocolo de adquisición de imágenes entre los colaboradores. El material se presenta en español debido al ámbito geográfico del estudio.

Independientemente de su procedencia, todas las imágenes candidatas fueron sometidas a un proceso sistemático de revisión por parte de expertos. La validación consideró criterios generales de calidad, como la nitidez, la ausencia de ruido excesivo y la correcta visualización del ejemplar, así como criterios específicos del dominio, entre ellos la pertenencia a una de las especies objetivo y la presencia de características morfológicas diagnósticas suficientes para garantizar una identificación fiable. Las imágenes que no cumplían estos requisitos fueron descartadas.

Este proceso de cribado permitió garantizar la calidad global y la fiabilidad taxonómica del conjunto de datos final, que actualmente está compuesto por 1.808 imágenes distribuidas entre las distintas especies. Para caracterizar su composición taxonómica, espacial y temporal, se realizó un análisis descriptivo basado en los siguientes aspectos:

- El número de individuos por especie para el periodo 2020–actualidad se representa mediante un gráfico de barras horizontales, con el fin de evaluar su representatividad e identificar posibles desequilibrios.
- La cobertura geográfica de los registros se analiza mediante mapas por especie a escala mundial y, para Es-

paña, a nivel de comunidad autónoma. Para ello, se emplean mapas por especie, tanto a escala mundial como nacional.

- La distribución temporal se analiza mediante matrices especie-año y especie-mes, permitiendo comparar patrones entre especies, identificar posibles sesgos de recopilación y evaluar tendencias estacionales.

En los dos últimos análisis, los valores se normalizaron entre 0 y 100 % dentro de cada especie, de manera que las figuras reflejen la distribución relativa de los registros y no estén dominadas por las especies con mayor número de imágenes.

Finalmente, cabe destacar que, además de constituir un recurso de interés para estudios relacionados con la biodiversidad y la conservación marina, este conjunto de datos ha sido concebido específicamente para facilitar el desarrollo de sistemas automáticos de identificación de especies basados en técnicas de inteligencia artificial y visión por computador. La disponibilidad de colecciones públicas de imágenes de elasmobranquios es muy limitada, por lo que este conjunto de datos, combinado con conocimiento experto, constituye una base sólida para el desarrollo de nuevas herramientas.

En el marco de este trabajo se están desarrollando dos aplicaciones complementarias: una plataforma web para la identificación de especies, actualmente disponible en una versión preliminar que incluye siete especies, y una aplicación móvil orientada a la identificación en campo, cuyo despliegue se encuentra en fase de publicación.

Resultados

La Fig. 2 muestra el número de individuos disponibles por especie para el periodo comprendido entre 2020 y la actualidad. Se observa un claro desequilibrio en la representación de las distintas especies del conjunto de datos. *Scyliorhinus canicula* presenta el mayor número de individuos registrados, con una diferencia considerable respecto al resto de especies. Además, se trata de una de las pocas especies clasificadas por la IUCN en la categoría Preocupación Menor (LC), lo que resulta coherente con su elevada disponibilidad de registros.

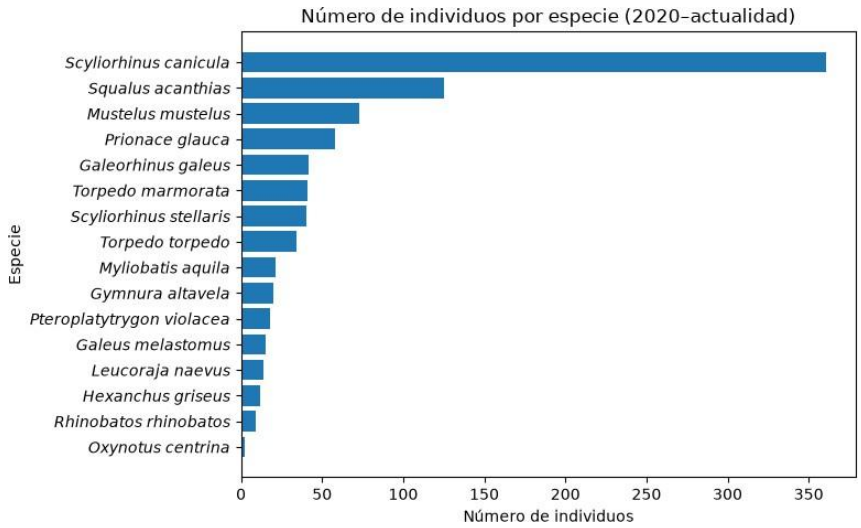


Figura 2. Número de individuos por especie registrados entre 2020 y la actualidad.

A continuación, se sitúan *Squalus acanthias*, *Mustelus mustelus* y *Prionace glauca*, aunque todas ellas presentan un número de registros notablemente inferior al de *S. canicula*. En el caso de *M. mustelus*, pese a estar catalogada como En Peligro (EN), dispone de un elevado número de registros al tratarse de una de las especies objetivo más presentes en el área de estudio. Resulta especialmente destacable

G. galeus, que presenta un número relativamente elevado de individuos pese a estar catalogada como En Peligro Crítico (CR). En el extremo opuesto, *O. centrina*, catalogada como En Peligro (EN), y

R. rhinobatos, clasificada como En Peligro Crítico (CR), son las especies con menor representación en el conjunto de datos, en consonancia con su elevado nivel de amenaza y estado de protección.

Estos resultados ponen de manifiesto el importante desequilibrio existente en el número de imágenes disponibles entre las distintas especies.

La distribución geográfica mundial de los registros se presenta en la Fig. 3, normalizada por especie. En términos generales, las observaciones se concentran en el Mediterráneo occidental y el Atlántico nororiental, siendo España el país con mayor representación para la mayoría de las especies, con la excepción de *S. acanthias*. También destacan otros países con una elevada contribución de registros, como Reino Unido, Estados Unidos, Sudáfrica, Italia y Brasil.

Las especies con un mayor número de individuos permiten identificar patrones de distribución de los registros más consistentes. *S. canicula* concentra la mayor parte de sus registros en Europa, especialmente en Reino Unido. *S. acanthias* presenta una distribución de los registros principalmente asociada al Atlántico norte, con abundantes observaciones en Norteamérica y el norte de Europa.

M. mustelus, pese a estar catalogada como En Peligro (EN), muestra una elevada representación en España, además de contar con registros en el sur de África. Por su parte, *P. glauca* es la especie con la distribución geográfica de los registros más amplia, con observaciones en todos los continentes y presencia en el océano Atlántico, el Pacífico y el mar Mediterráneo.

En contraste, las especies con un número reducido de individuos registrados, como *O. centrina* y *R. rhinobatos*, presentan una cobertura geográfica limitada. En estos casos, los mapas deben interpretarse principalmente como una representación de las áreas donde se han obtenido registros y como una referencia para identificar regiones de interés en futuros estudios de muestreo y conservación.

La distribución espacial de los registros en España se presenta en la Fig. 4. Las observaciones se distribuyen entre todas las comunidades autónomas costeras, mostrando la amplia cobertura del litoral español. *S. canicula* presenta una distribución continua a lo largo de gran parte de la costa, siendo la especie con mayor presencia. Un patrón similar se observa en *T. marmorata*, mientras que *M. mustelus* concentra la mayor parte de sus registros en el sureste del Mediterráneo. Galicia constituye también una de las principales áreas de muestreo, especialmente para especies asociadas al Atlántico. Finalmente, destaca el caso de *R. rhinobatos*, cuyos escasos registros se localizan casi exclusivamente en el Levante español.

La Fig. 5 muestra la distribución temporal anual de los registros para las distintas especies. Se observa un incremento global del número de observaciones. En los últimos años, especialmente a partir de 2020, lo que refleja una mayor disponibilidad de imágenes. Este aumento puede estar relacionado con el auge de las plataformas de ciencia ciudadana, así como con un mayor esfuerzo científico y de recopilación de información. Asimismo, se observan diferencias entre especies en la cobertura temporal, con algunas representadas a lo largo de toda la serie y otras concentradas en los años más recientes. En conjunto, estos resultados justifican centrar el análisis en los registros obtenidos a partir de 2020, al corresponder al periodo con mayor disponibilidad de datos y una cobertura más representativa.

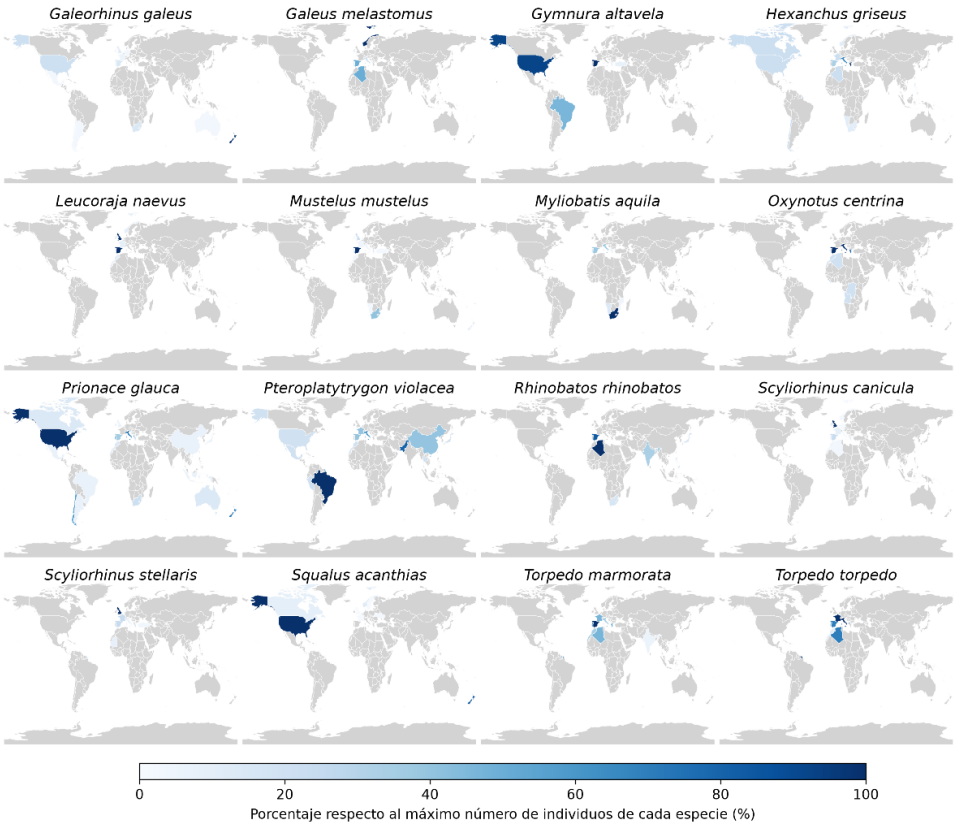


Figura 3. Distribución geográfica mundial normalizada de los individuos registrados para cada especie.

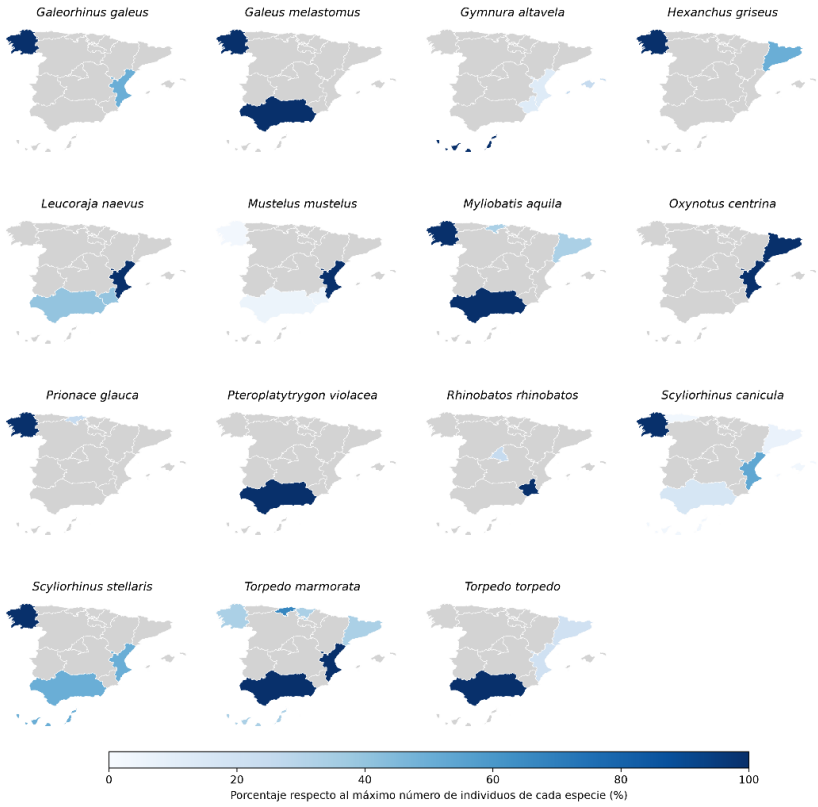


Figura 4. Distribución geográfica en España normalizada de los individuos registrados para cada especie.

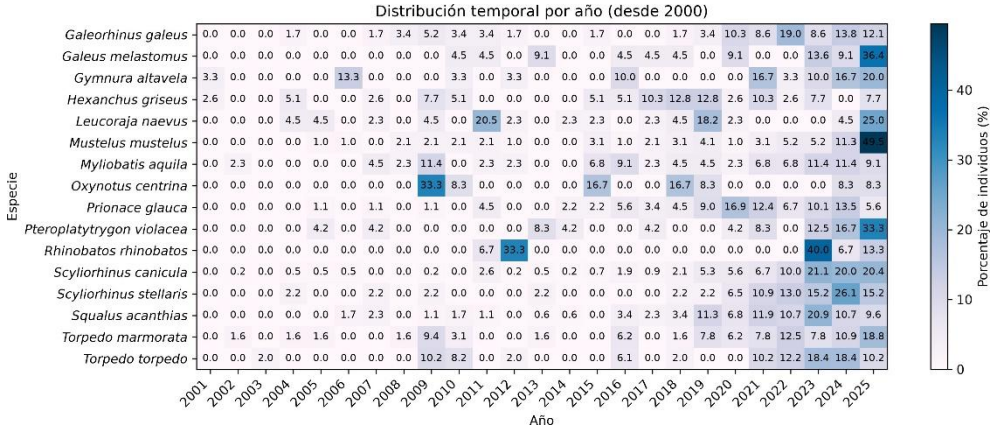


Figura 5. Distribución temporal anual normalizada de los individuos registrados para cada especie.

La Fig. 6 muestra la distribución mensual de los registros a escala global. A escala mundial resulta difícil identificar patrones temporales claros, ya que los registros proceden de países con condiciones ambientales, climáticas y oceanográficas muy diferentes, lo que puede desplazar los periodos de mayor presencia de cada especie. No obstante, se observan algunas tendencias, como una mayor concentración de registros de *G. melastomus* entre marzo y agosto, *G. altavela* entre abril y noviembre, *H. griseus* durante julio y agosto, y *M. aquila* en los últimos meses del año.

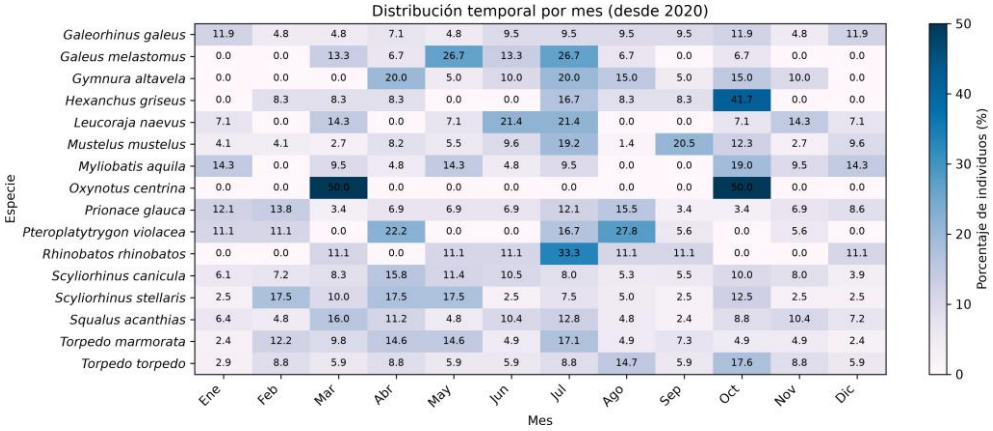


Figura 6. Distribución temporal mensual de los individuos registrados para cada especie a escala mundial, normalizada de forma independiente.

Por ello, el análisis se centra principalmente en la distribución correspondiente a España en la Fig. 7, donde los patrones resultan más fácilmente interpretables al tratarse de una única región biogeográfica. En términos generales, junio y julio concentran el mayor número de registros para la mayoría de las especies. Entre los patrones más destacados se encuentran *L. naevus*, con mayor presencia entre mayo y julio; *M. mustelus*, distribuida entre abril y diciembre, aunque con un máximo entre junio y septiembre; *M. aquila*, principalmente entre junio y diciembre; *R. rhinobatos* y *S. canicula*, con un mayor número de registros en junio y julio; *T. marmorata*, con mayor representación entre noviembre y abril; y *T. torpedo*, presente durante prácticamente todo el año, con una menor representación en los meses más fríos.

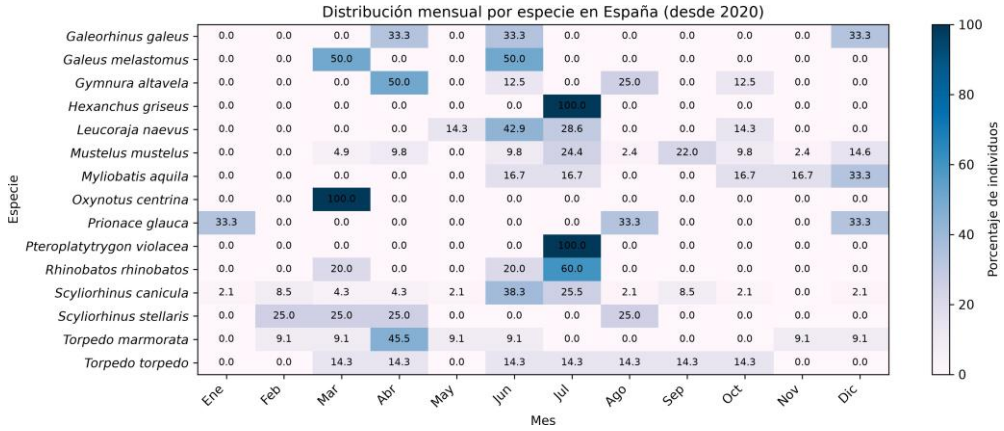


Figura 7. Distribución temporal mensual de los individuos registrados para cada especie obtenidos en España, normalizada de forma independiente.

Cabe destacar que algunas especies cuentan con un número reducido de registros, por lo que estos patrones deben considerarse preliminares. Asimismo, la disminución de observaciones durante el mes de agosto podría estar relacionada con una menor actividad de muestreo en el periodo vacacional.

El conjunto de datos ha servido como base para el desarrollo de dos herramientas orientadas a la identificación automática de elasmobranquios. La Fig. 8a muestra la versión preliminar de la plataforma web, actualmente operativa con siete especies, mientras que la Fig. 8b presenta la aplicación móvil, diseñada para facilitar la identificación de especies en campo y actualmente en fase de desarrollo. Ambas aplicaciones se ampliarán progresivamente para incorporar todas las especies incluidas en el conjunto de datos y constituyen un ejemplo del potencial práctico de este recurso para el desarrollo de sistemas de apoyo basados en inteligencia artificial aplicados a la conservación y el estudio de los ecosistemas marinos.



(a) Plataforma web. (b) Aplicación móvil.

Figura 8. Aplicaciones desarrolladas para la identificación automática de elasmobranquios: (a) plataforma web y (b) aplicación móvil.

Conclusiones

En este trabajo se ha presentado un análisis preliminar de un conjunto de datos de imágenes de elasmobranquios junto con metadatos temporales y espaciales, desarrollado en el marco del proyecto e-Lasmo2, con el objetivo de apoyar tanto la investigación en biodiversidad marina como el desarrollo de herramientas basadas en inteligencia artificial. Los resultados muestran que el conjunto de datos ofrece una

amplia cobertura geográfica, con especial representación del litoral español, lo que permite identificar patrones de distribución espacial y temporal de los registros en distintas especies. Asimismo, se observan diferencias importantes en la disponibilidad de registros, un aspecto que deberá considerarse en futuros estudios. Por otro lado, además de su utilidad para el análisis ecológico y la monitorización, el conjunto de datos también constituye un recurso valioso para el desarrollo de sistemas de visión por computador, especialmente dada la limitada disponibilidad de colecciones públicas de imágenes de elasmobranquios. Como muestra de su aplicabilidad, en el marco de este trabajo se están desarrollando una plataforma web y una aplicación móvil orientadas a su identificación automática.

Como líneas futuras de trabajo, se continuará ampliando el conjunto de datos mediante la incorporación de nuevas especies y registros, así como con el enriquecimiento de los metadatos asociados. Paralelamente, se completará el desarrollo de las herramientas presentadas, mejorando los resultados y ampliando el número de especies soportadas.

Agradecimientos

Este trabajo se enmarca dentro del proyecto Nuevas tecnologías y avances en el conocimiento de elasmobranquios del levante español (e-Lasmo2). Cuenta con la colaboración de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, a través del Programa Pleamar, y está cofinanciado por la Unión Europea mediante el Fondo Europeo Marítimo, de Pesca y de Acuicultura (FEMPA).

Bibliografía

Abel, I., Anton, I., Aranda Garrido, N., Azorín-López, J., Beviá, I., Fuster-Guilló, A., Gimenez-Casalduero, F., & Saval-Calvo, M. (2025). *Protocolo de captura y estructuración de imágenes para la diferenciación de especies de elasmobranquios* (Technical report). University of Alicante.

Arroyo, E., Canales-Cáceres, R., Abel, I., & Giménez-Casalduero, F. (Eds.). (2021). *Tiburones y Rayas de la Región de Murcia*. Proyecto TIBURCIA, Fondo Europeo Marítimo y de Pesca.

Beviá-Ballesteros, I., Jerez-Tallón, M., Aranda-Garrido, N., Abel-Abellán, I., Antón-Linares, I., Azorín-López, J., Saval-Calvo, M., Fuster-Guilló, A., & Giménez-Casalduero, F. (2026b). *elasmobranc dataset: An image dataset for elasmobranch species recognition and biodiversity monitoring* (arXiv preprint arXiv:2603.10724).

Beviá-Ballesteros, I., Jerez-Tallón, M., Aranda-Garrido, N., Saval-Calvo, M., Abel-Abellán, I., & Fuster-Guilló, A. (2025). Zero-shot elasmobranch classification informed by domain prior knowledge. *Machine Learning and Knowledge Extraction*, *7*(4). https://doi.org/10.3390/make7040146

Beviá-Ballesteros, I., Jerez-Tallón, M., Sánchez-Sos, B., Aranda-Garrido, N., Abel-Abellán, I., Antón-Linares, I. E., Saval-Calvo, M., Giménez-Casalduero, F., Azorín-López, J., & Fuster-Guilló, A. (2026a). Informed zero-shot elasmobranch classification using expert knowledge and illustrations. En J. Brvo, J. Fontecha, & J. Ballesteros (Eds.), *Proceedings of the International Conference on Ubiquitous Computing and Ambient Intelligence (UCAmI 2025)* (Vol. 2, pp. 98–104). Springer Nature Switzerland. https://doi.org/10.1007/978-3-032-16995-2_10

Bornatowski, H., Hayata, M. A., & Freitas, R. H. A. (2023). Trends in elasmobranch feeding ecology

studies. *Ocean and Coastal Research*, *71*, e23060.

Ferretti, F., Worm, B., Britten, G. L., Heithaus, M. R., & Lotze, H. K. (2010). Patterns and ecosystem consequences of shark declines in the ocean. *Ecology Letters*, *13*(8), 1055–1071.

FEMPA. (2025). *e-lasmo2: Nuevas tecnologías y avances en el conocimiento de elasmobranquios del levante español 2*. Consultado el 22 de junio de 2026 en https://fundacion-biodiversidad.es/programapleamar/e-lasmo2-nuevas-tecnologias-y-avances-en-el-conocimiento-de-elasmobranquios-del-levante-espanol-2/

Gayford, J. H., & Jambura, P. L. (2025). Drivers of diversification in sharks and rays (chondrichthyes: Elasmobranchii). *Frontiers in Ecology and Evolution*, *12*(2024). https://doi.org/10.3389/fevo.2024.1530326

Heithaus, M. R., Frid, A., Wirsing, A. J., & Worm, B. (2008). Predicting ecological consequences of marine top predator declines. *Trends in Ecology & Evolution*, *23*(4), 202–210.

IUCN. (2025). *The IUCN Red List of Threatened Species*. Recuperado el 18 de febrero de 2026 de https://www.iucnredlist.org

Jorgensen, S. J., Micheli, F., White, T. D., Van Houtan, K. S., Alfaro-Shigueto, J., Andrzejaczek, S., Arnoldi, N. S., Baum, J. K., Block, B., Britten, G. L., et al. (2022). Emergent research and priorities for shark and ray conservation. *Endangered Species Research*, *47*, 171–203.

Koehler, L. (2025). Elasmobranch research in the Mediterranean Sea: What is known, what is not, how it changed, and where it needs to go. *Fisheries Research*, *285*, 107328. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2025.107328

Pimiento, C., Albouy, C., Silvestro, D., Mouton, T. L., Velez, L., Mouillot, D., Judah, A. B., Griffin, J. N., & Leprieur, F. (2023). Functional diversity of sharks and rays is highly vulnerable and supported by unique species and locations worldwide. *Nature Communications*, *14*(1), 7691.

Pozo-Montoro, M., Arroyo, E., Abel, I., Bas Gómez, Á., Clemente-Navarro, P., Cortés, E., Esteban, A., García-Charton, J. A., López Castejón, F., Ortolano, A., et al. (2025). *Important shark and ray areas (ISRAs) en el SE Ibérico, una declaración necesaria*.

Caracterización de daños por carroñeros invertebrados en pesca artesanal en el litoral murciano

Mar Duarte, José Peñalver, Emilio Romero.

Introducción.

Las especies carroñeras desempeñan funciones esenciales en los ecosistemas mediante el reciclaje de materia orgánica, la transferencia de energía y la eliminación natural de cadáveres, contribuyendo a la regulación de plagas y enfermedades. Además, su actividad reduce los costes económicos y ambientales asociados a la gestión de restos animales; en España, esta gestión genera anualmente aproximadamente 77.344 toneladas métricas de CO_2 y un coste cercano a 43 millones de euros (Morales-Reyes et al., 2015). A pesar de su importancia ecológica, los invertebrados carroñeros continúan siendo un grupo poco estudiado, pese a su elevada diversidad y abundancia (Barton y Evans, 2017).

En el medio marino, los isópodos y anfípodos constituyen un componente relevante de las comunidades carroñeras, debido a su capacidad para localizar rápidamente recursos y consumir tejidos animales en periodos reducidos. Su actividad, aunque ecológicamente natural, puede ocasionar daños en organismos capturados por artes de pesca, especialmente cuando permanecen inmovilizados durante largos periodos, facilitando su localización y consumo (Stepien y Brusca, 1985; Hessler et al., 1978). Las redes de enmalle presentan una especial vulnerabilidad a este fenómeno, lo que puede comprometer la calidad y el valor comercial de las capturas.

En la Región de Murcia, el sector pesquero artesanal ha descrito daños recurrentes asociados a estos organismos, conocidos localmente como “pulga de mar”, con posibles pérdidas superiores al 50 % del valor comercial de determinadas capturas. Esta problemática también presenta implicaciones para la comercialización de productos pesqueros, ya que la normativa vigente no contempla específicamente los daños causados por invertebrados carroñeros, al no tratarse de organismos parásitos.

A pesar de su relevancia ecológica y económica, no existen estudios específicos que caractericen este fenómeno en el litoral murciano ni herramientas estandarizadas para evaluar el grado de afección. Por ello, el presente estudio piloto tiene como objetivo identificar las especies de isópodos y anfípodos implicadas en la alteración de capturas comerciales obtenidas mediante redes de enmalle, así como caracterizar los tipos y grados de daño producidos. Para ello, se combinaron encuestas a pescadores, análisis de ejemplares afectados e identificación taxonómica de los invertebrados recolectados, estableciendo una base científica para la evaluación y futura gestión de esta problemática.

Objetivos.

El objetivo principal de este estudio fue recopilar y ampliar el conocimiento sobre los invertebrados carroñeros presentes en el litoral murciano que consumen los animales atrapados en los artes de pesca de enmalle.

Para alcanzar este objetivo general, se plantearon los siguientes objetivos específicos:

- Desarrollar una escala de daños causados por estos organismos a los productos pesqueros, que permita clasificar las capturas según su grado de afección.
- Validar la aptitud de estas capturas dañadas para el consumo humano.

- Entender la problemática desde la perspectiva del sector pesquero, recopilando información y conocimientos aportados por los propios pescadores.
- Identificar y clasificar taxonómicamente los invertebrados recogidos durante los meses de muestreo, con el fin de determinar las especies implicadas en los daños observados sobre las capturas comerciales.

Material y métodos.

Área del estudio.

El proyecto se ha desarrollado en el litoral de la Región de Murcia (Figura 1a).

La recogida de muestras fue posible gracias a la colaboración de los pescadores del puerto pesquero de San Pedro del Pinatar (Figura 1b). Estas embarcaciones desarrollan su actividad principalmente en zonas cercanas al mismo puerto, en fondos colindantes de Alicante y por la costa mediterránea de la Manga del Mar Menor.



Figura 1. 1a: Litoral de la región de Murcia. 1b: Situación del puerto pesquero de San Pedro del Pinatar.

El litoral de la Región de Murcia tiene una longitud de unos 130 km sin incluir la laguna costera del Mar Menor, la cual tiene una profundidad media inferior a los 6 metros y donde no se ha descrito la problemática de los invertebrados carroñeros.

Entrevistas a pescadores

A lo largo del estudio se realizaron dos tipos de entrevistas a pescadores profesionales. El primer tipo consistió en recopilar testimonios sobre la percepción del sector acerca de los invertebrados carroñeros. Adquirir esta información era necesario para entender la problemática desde su punto de vista, saber qué factores abióticos son los que el sector percibe como influyentes en la incidencia de los carroñeros marinos y si observan más afección en determinadas estaciones del año. Se realizaron preguntas sobre el tipo de artes afectados, factores ambientales que podrían influir en el grado de incidencia, así como consecuencias directas en sus pesquerías y características de sus jornadas de pesca.

El segundo tipo de entrevista se llevó a cabo durante los desembarques en la dársena pesquera tras las jornadas de pesca. Estas se realizaron con el propósito de obtener datos sobre la problemática durante los meses de

muestreo para poder testear si los factores percibidos por los pescadores influyen realmente en la incidencia de carroñeros invertebrados.

Muestreos

Los muestreos se realizaron en colaboración con los pescadores profesionales del municipio murciano de San Pedro del Pinatar.

Muestreos en lonja

Estos muestreos se efectuaron a la llegada de los barcos a la dársena pesquera, durante el desembarque de sus capturas para realizar las "encuestas durante los desembarques" mencionadas en el apartado 3.2. Por otro lado, se realizaron exámenes visuales con el fin de detectar individuos afectados, en el caso de encontrar ejemplares con señales de haber sido atacados por los invertebrados carroñeros, se procedía a anotar las especies afectadas y la cantidad. Además, cuando era posible para los pescadores y no les resultaba una pérdida económica significativa, nos cedían estos pescados para que pudiésemos realizar su procesamiento en laboratorio.

Embarques

Los embarques fueron llevados a cabo en el barco de artes menores "ANA MAR" que faena con redes de trasmallo.

Gracias a estos, se pudieron hacer observaciones a bordo que ampliasen nuestro conocimiento sobre la problemática. En concreto, conocer el porcentaje de capturas depredadas por los invertebrados carroñeros del total extraído durante una jornada de pesca, obtener más información sobre qué especies son afectadas, entender cuál era el nivel de daños establecido por los pescadores para descartar los productos directamente y cuáles consideraban aptos para su venta. Así mismo, se procedía a recoger muestras tanto de pescados dañados, como de los carroñeros invertebrados recién capturados para conservarlos en alcohol y mantener su buen estado de cara a observarlos en laboratorio (Figura 2).

Procesado de las muestras e identificación taxonómica:

Todas las muestras fueron procesadas en los laboratorios del "IMIDA", el **I**nstituto **M**urciano de **I**nvestigación y **D**esarrollo **A**grario y Medioambiental.

En el caso de los 27 pescados recogidos en total, se procedía a su pesaje y medición de talla, toma de fotografías y, por último, se realizaba la necropsia para observar el estado organoléptico de los individuos y certificar la presencia o no de invertebrados en su interior (Figura 3).

Respecto a las muestras de carroñeros invertebrados, tanto recogidos en muestreos como de las necropsias de los pescados, se contabilizaron, se midieron y se identificaron taxonómicamente en los laboratorios de la facultad de biología de la Universidad de Murcia con la colaboración del departamento de ecología con distintas claves taxonómicas.



Figura 2. Muestreos en barcos. A, B: Identificación de capturas afectadas. C, D: Recogida de muestras de capturas. E, F: Recogida de muestras de invertebrados carroñeros.



Figura 3. Procesamiento de las muestras recogidas en muestreos en lonja y en embarques.

Análisis estadísticos

Los análisis estadísticos se realizaron mediante Rstudio. La variable respuesta se estableció como la presencia o ausencia de daños ocasionados por carroñeros invertebrados.

Se utilizaron el Test exacto de Fisher para estudiar la relación de los fatores ambientales: El estado del mar, la fase lunar y el tipo de fondo con la presencia o ausencia de daños por carroñeros invertebrados. Este test resultó ser el más adecuado debido al tamaño muestral y a la presencia de frecuencias esperadas bajas en distintas categorías de los factores medidos.

Para las variables profundidad, temperatura y horas de calado se realizó la prueba no paramétrica de Mann-Whitney (Wilcoxon rank-sum test), se escogió esta prueba debido a las diferencias de cantidad de muestras con daños y sin daños.

Resultados y discusión.

Comparación entre la percepción de los pescadores y los datos muestreados:

Gracias a las 13 entrevistas previas a pescadores del puerto de San Pedro de Pinatar, así como del puerto pesquero de Cartagena, se identificaron qué factores podrían ser relevantes como objeto de estudio. Tras los meses de muestreos se ha podido comparar la percepción del sector con los datos obtenidos.

Tipos de fondos más frecuentes:

El tipo de fondo compuesto por *Posidonia* y roca es para el que más pescadores perciben que la incidencia de los carroñeros invertebrados es mayor (Figura 5). Esta percepción se podría deber a que serían los tipos de fondos más frecuentes en los que se calen artes de pesca. Para testear esta información, durante los muestreos los pescadores compartieron sus localizaciones aproximadas de calado y el tipo de fondo que existía en estas, siendo mencionados:

Un fondo compuesto por **R**oca, **A**rena y ***P**osidonia*, abreviado para la estadística como "*R + A + P*".
Un segundo fondo formado solo por **R**oca y **A**rena, de igual manera abreviado para la estadística como "*R + A*".

El tipo de fondo *R + A + P* estuvo más representado durante los muestreos, por lo que la diferencia entre el número de datos que se obtuvieron de un tipo de fondo en comparación con el otro estaría interfiriendo en la posibilidad de obtener resultados estadísticos significativos.

Tras este trabajo se concluye necesario un muestreo más exhaustivo en zonas de solo **R**oca y **A**rena para poder determinar realmente si la ausencia de *Posidonia* en los fondos es determinante para la agravación de esta problemática (Figura 5).

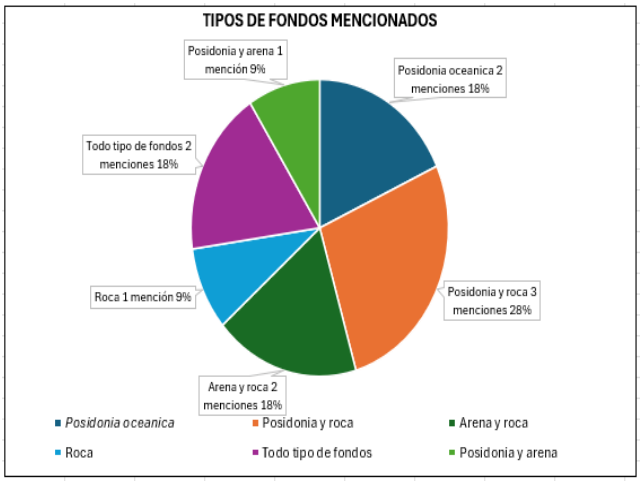


Figura 4. Respuestas de los encuestados sobre los tipos de fondos en los que perciben mayor afección por los carroñeros invertebrados.

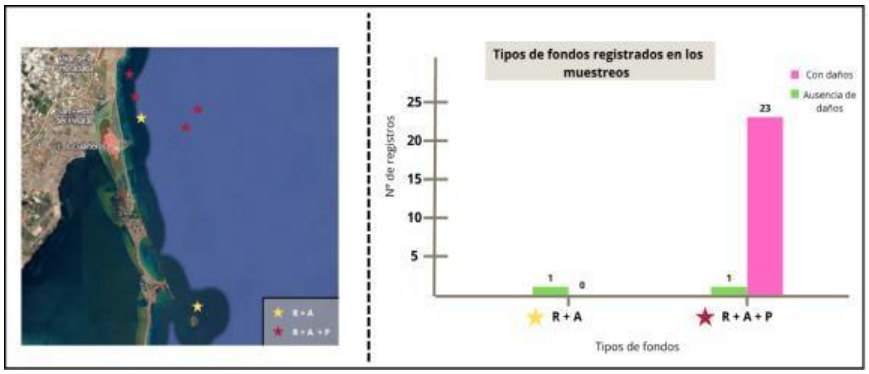


Figura 5. Tipos de fondos en las localizaciones de los puntos de pesca durante los meses de muestreo (izquierda). Registro de daños y ausencia de daños según los tipos de fondo (derecha).

Estación del año con más afección y profundidad:

Las respuestas evidenciaron una clara tendencia en la percepción a asociar mayor incidencia de los invertebrados carroñeros en los meses cálidos. El verano es la estación más mencionada como periodo de máxima afectación, seguido de la primavera (Figura 6).

Para algunos pescadores, su percepción es que la afección no varía según la estación del año, sino que sufre desplazamientos a mayores profundidades durante los meses más cálidos.

Debido a las características de este estudio no se pudo muestrear en distintas estaciones, y no se encontraron diferencias significativas en la presencia o ausencia de daños para las distintas profundidades medidas (Figura 7).



Figura 6: Estaciones del año mencionadas por el sector en las encuestas en las que perciben un mayor grado de afección

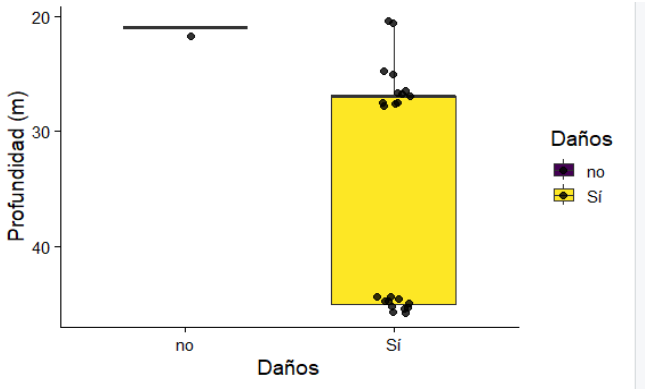


Figura 7. Profundidades de los muestreos con presencia y ausencia de daños observados

- *Temperatura:*

Para este factor ambiental, la mayoría de los encuestados coinciden en su percepción, las temperaturas más altas afectan al aumento de la afección de invertebrados carroñeros en las capturas (figura 8). Los pescadores relataban que este aumento de las temperaturas en el agua afecta a las propias capturas que quedan enmalladas, aumentando la velocidad de muerte y degradación de los pescados capturados, lo cual podría ser un mayor reclamo para los receptores químicos de los invertebrados carroñeros. Durante los muestreos, no se pudo observar un cambio de temperatura en el agua significativo que afectase a la presencia o ausencia de daños en las jornadas de pesca (Figura 9).

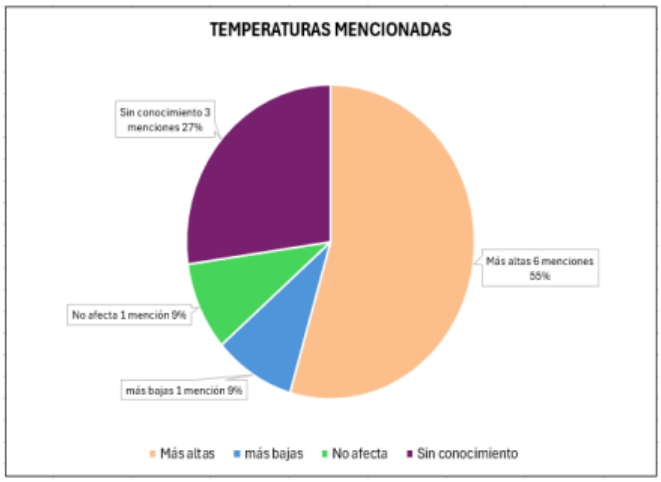


Figura 8. Temperaturas percibidas por los pescadores para las que existe un mayor grado de afección.

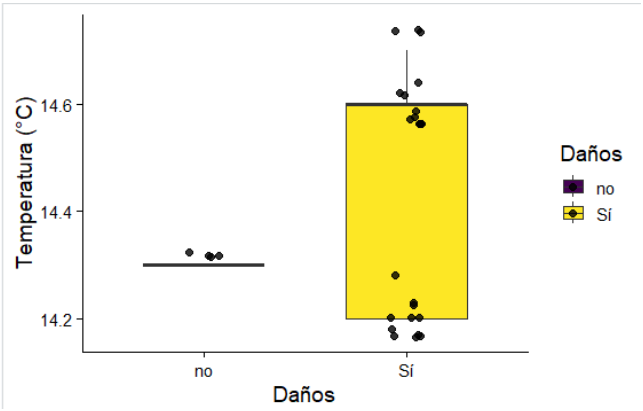


Figura 9. Temperaturas muestreadas durante la presencia y ausencia de daños en los muestreos

- *Horas de calado:*
  Las entrevistas mostraron una percepción común: mayor tiempo de calado suponía un mayor grado de afección. Durante los muestreos, las capturas con daños se registraron principalmente entre 18 y 20 horas, y pese a que no se hayan obtenido resultados significativos, sí existe una tendencia, obteniéndose ausencia de daños en jornadas de pesca con horas de calado algo menores (Figura 10).

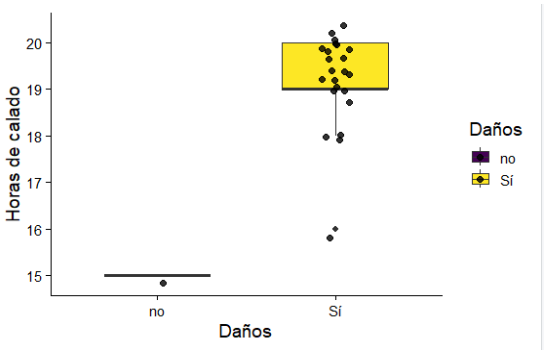


Figura 10: Horas de calado durante la presencia y ausencia de daños en los distintos muestreos.

- *Luna y oscuridad*:

  Las respuestas sobre la influencia de la fase lunar no mostraron un patrón claro. Las fases más mencionadas por los pescadores son opuestas (Figura 11). Durante nuestros muestreos encontramos capturas con presencia y ausencia de daños para las mismas fases lunares indicando que el estado de la luna no afecta en la incidencia de los carroñeros (Figura 12).

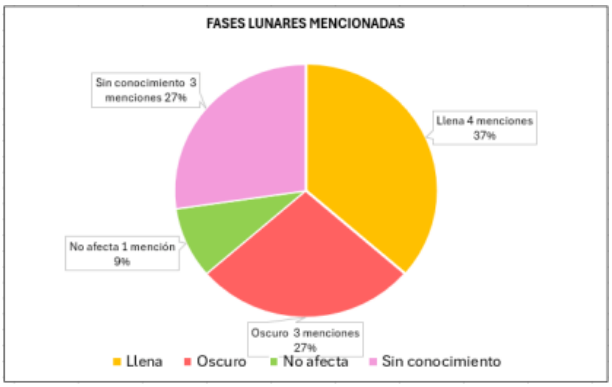


Figura 11. Respuestas sobre las fases lunares en las que se percibe un mayor grado de daños.

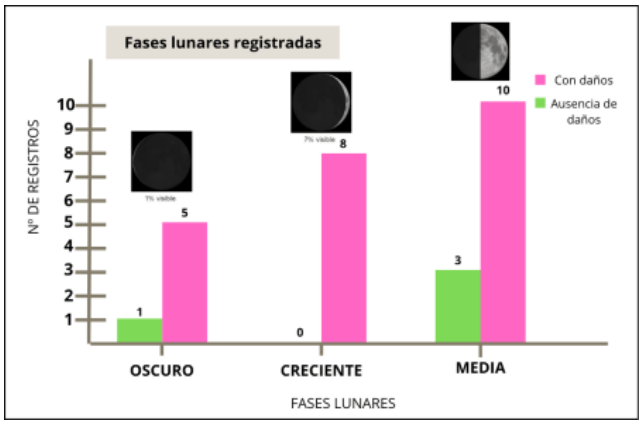


Figura 12. Distintas fases lunares existentes durante los registros.

- *Estado del mar:*
  Pese a que no se pudieron obtener respuestas claras de la percepción del sector pesquero sobre la influencia del estado del mar, durante los muestreos se registró este factor siguiendo la escala de Douglas. Nuestros resultados fueron estadísticamente significativos ya que, todas las capturas con daños se encontraron cuando el mar estaba en estado de "calma" sin embargo, estos resultados se podrían deber a que por menor tamaño de eslora las embarcaciones de pesca artesanal faenan principalmente días con este estado del mar (Figura 13).

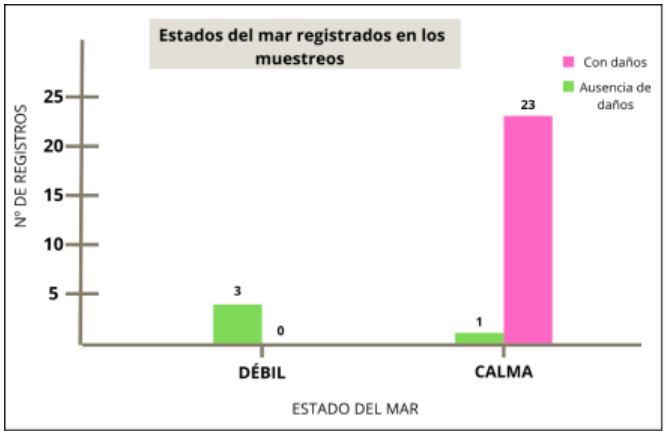


Figura 13. Número de registros de daños y ausencia de daños por carroñeros invertebrados según el estado del mar.

- *Especies más afectadas:*
  Las diferentes especies con daños observados en total durante los muestreos fueron 9 (Figura 14). En las primeras entrevistas realizadas sobre el conocimiento de la problemática a los pescadores, mencionaron como especies afectadas el Dentón (*Dentex dentex*) o el Sargo (*Diplodus sp*) (figura 15), especies que también estuvieron presentes durante los muestreos (figura 15), sin embargo, la más repetida durante estos meses de trabajo, el Gallo de San Pedro (*Zeus faber*) no había sido mencionada anteriormente.



Figura 14. Especies de capturas para las que el sector pesquero percibe mayor afección.

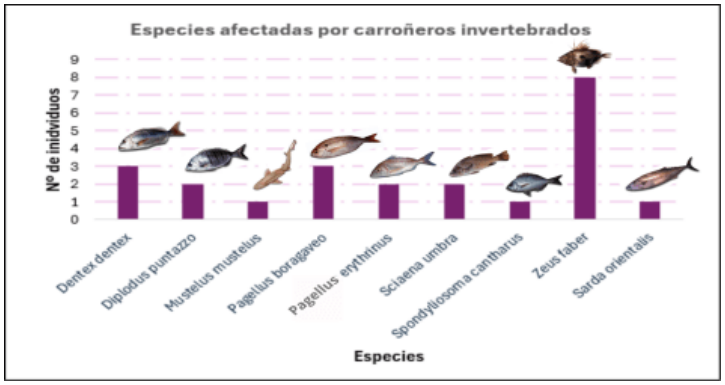


Figura 15. Número de individuos afectados para cada especie registrada con daños de carroñeros invertebrados.

- *Daños económicos:*

  Pese a que la mayoría de los pescadores afirman que por la afección de los carroñeros invertebrados sufren pérdidas económicas mayores del 50% (figura 16), todos los encuestados coincidieron en que estas pérdidas varían significativamente según cada jornada de pesca y según las especies afectadas. Durante la realización de este estudio el porcentaje de daños encontrados en capturas fue un 70% mayor (figura 17)

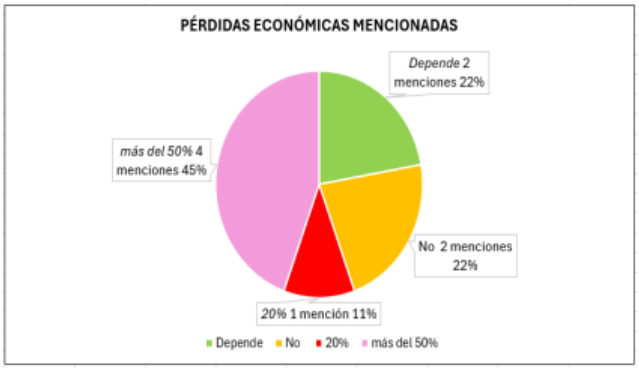


Figura 16. Menciones del porcentaje de pérdidas económicas que sufren los pescadores por los daños de

carroñeros invertebrados.

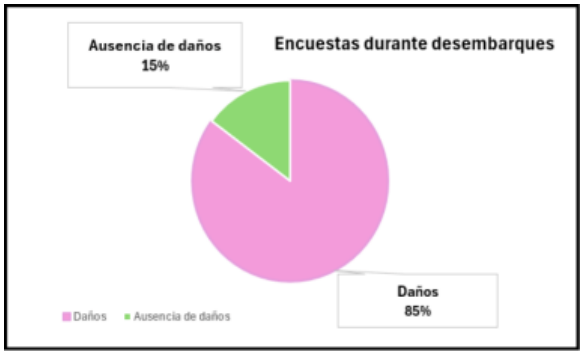


Figura 17: Proporción de presencia y ausencia de daños en las pesquerías durante los muestreos.

Caracterización de la afección de los invertebrados carroñeros:

Se observaron variaciones interespecíficas e intraespecíficas en la intensidad de los daños, así como lesiones externas recurrentes potencialmente indicadoras de la actividad de los carroñeros. Los signos más frecuentes fueron el ensanchamiento de la apertura anal, las perforaciones en las inserciones de las aletas pectorales y dorsales y el hundimiento de la región ventral, compatible con el consumo de órganos internos, pese a la frecuente conservación de la piel y las escamas. En los ejemplares con mayor grado de afección se registró además deterioro de ojos, opérculos y branquias. El daño branquial varió desde la pérdida de coloración hasta la destrucción parcial o total de láminas y filamentos, mientras que las alteraciones oculares incluyeron pérdida de transparencia, opacidad y, en los casos más graves, desprendimiento o pérdida completa del globo ocular.

Las necropsias confirmaron una preferencia por el consumo de vísceras, principalmente del sistema digestivo, las gónadas y el hígado, lo que explica el hundimiento de la región ventral. En especies depredadoras u omnívoras también se observó el consumo de contenido estomacal no digerido. Estos patrones coinciden con los descritos por Stepien y Brusca (1985). Ocasionalmente se registraron lesiones cutáneas y variaciones en la secuencia de consumo de los órganos internos. El tejido muscular y el encéfalo fueron las estructuras menos afectadas, apareciendo signos de consumo únicamente en ejemplares con afección avanzada. Los carroñeros se localizaron principalmente en la superficie corporal y la cavidad branquial, mientras que su presencia interna se asoció generalmente al tejido muscular tras el agotamiento de las vísceras. Durante los embarques, la mayoría de los organismos abandonó rápidamente las capturas tras su extracción del agua, aunque permanecieron adheridos cuando los peces se mantuvieron en recipientes con agua de mar.

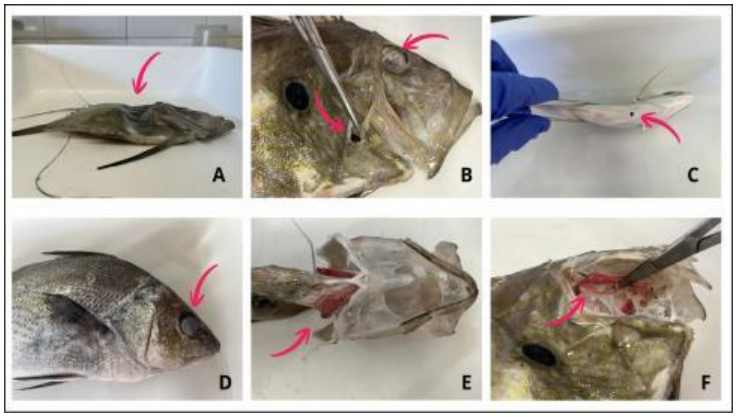


Figura 18: Afecciones externas frecuentes por carroñeros invertebrados. A: Hundimiento en el individuo por ausencia órganos internos. B: Daños en los ojos y orificio en la inserción de las aletas pectorales. C: Orificio en inserción de aletas. D: Opacidad en el ojo. E: Daños en opérculos. F: Daños en las fibras y láminas branquiales.



Figura 19: Afecciones en menor frecuencia: Daños en la piel, consumo del tejido muscular, variaciones en el orden de consumo de órganos internos.

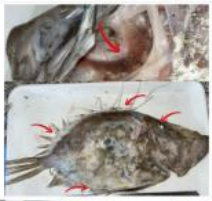


Figura 20. Ausencia de órganos internos en los individuos y restos de biomasa algal tras el consumo del sistema digestivo.

Escala de daños en los productos pesqueros

Generar más conocimiento sobre esta problemática a todos los actores implicados en la comercialización del pescado es esencial para que así pueda existir una reducción de la entrada de estas capturas afectadas dentro de la cadena alimentaria. Es por lo que, tras el trabajo realizado estos meses, se decidió conveniente realizar una escala de daños con características sensoriales que se puedan reconocer con simples exámenes visuales de los individuos, para que en el mismo proceso de comercialización los propios compradores puedan reconocer si las capturas han sido dañadas por carroñeros invertebrados.

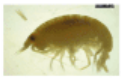
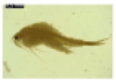
Tabla 1: Escala de daños causados por carroñeros invertebrados y la descripción de estos.

ESCALA DE DAÑOS CAUSADOS POR CARROÑEROS INVERTEBRADOS				
GRADO DE DAÑOS	**IMAGEN TIPO**	**DESCRIPCIÓN**	**CARROÑEROS INVERTEBRADOS EN SU INTERIOR**	**COMERCIALIZACIÓN**
GRADO **1**		• Sin alteración de las condiciones organolépticas . • No se observan daños en las branquias, opérculos o en ojos. • No se observan grandes orificios en las inserciones de las aletas o en la apertura anal. • Pequeños daños producidos en la piel del individuo. • Con buena apariencia de frescura.	**NO**	**APTA**
GRADO **2**		• Daños en ojos y branquias además de pérdida de la coloración de ambas estructuras. • Se observan orificios en inserciones de aletas y/o en la apertura anal u otros daños en estructuras corporales. • Ausencia y/o daños en parte de los órganos internos.	**SÍ/ NO**	**NO APTA**
GRADO **3**		• Daños severos en ojos y branquias además de pérdida de la coloración de ambas estructuras. • Se observan orificios considerables en inserciones de aletas y/o en la apertura anal u otros daños en estructuras corporales. • Ausencia total de órganos internos y hundimiento lateral pronunciado. • Daños en mayor/menor medida en tejidos blandos.	**SÍ/ NO**	**NO APTA**
GRADO **4**		• Ausencia en ojos, branquias y opérculos además de pérdida de la coloración de ambas estructuras. • Se observan orificios considerables en inserciones de aletas y/o en la apertura anal u otros daños en estructuras corporales. • Ausencia total de órganos internos. • Daños en tejidos blandos. • Inicio de afección en tejido muscular.	**SÍ/ NO**	**NO APTA**
GRADO **5**		• Consumo total de todos los órganos y tejidos internos. • Ausencia de ojos, daños o ausencia completa de branquias. • Inexistencia de tejido muscular, solo se observan restos oseos.	**SÍ/ NO**	**NO APTA**

Clasificación taxonómica

Tras todos los muestreos, se recolectaron un total de 172 invertebrados carroñeros.

Tabla 2. Clasificación taxonómica de los distintos invertebrados carroñeros

CARROÑEROS INVERTEBRADOS REGISTRADOS DURANTE EL ESTUDIO					
RANGO TAXONÓMICO					
Reino	*Animalia*	*Animalia*	*Animalia*	*Animalia*	*Animalia*
Filo	*Arthropoda*	*Arthropoda*	*Arthropoda*	*Arthropoda*	*Arthropoda*
Subfilo	*Crústacea*	*Crústacea*	*Crústacea*	*Crústacea*	*Crústacea*
Superclase	*Eumalacostraca*	*Eumalacostraca*		*Eumalacostraca*	*Eumalacostraca*
Clase	*Malacostraca*	*Malacostraca*	*Ostracoda*	*Malacostraca*	*Malacostraca*
Subclase	*Eumalacostraca*	*Phyllocarida*	*Mydocopa*	*Eumalacostraca*	*Eumalacostraca*
Superorden	*Peracarida*			*Peracarida*	*Peracarida*
Orden	*Amphipoda*	*Leptostraca*	*Myodocopida*	*Isopoda*	*Isopoda*
Suborden	*Amphilochidea*	*Nebaliacea*	*Mydocopina*		
Infraorden	*Lysianassida*				
Pavorden	*Lysianassidira*				
Superfamilia	*Lysianassoidea*				
Familia	*Scopelocheirdae*	*Nebaliidae*	*Cyprinidae*	*Cirolanidae*	*Idoteidae*
Subfamilia	*Scopelocheirinae*				
Género	*Sopelocheirus*	*Nebalia*	*Cypridina*	*Eurydice*	*Idorea*
Especie	*Scopelocheirus hopei*	*Nebalia sp.*		*Eurídice pulchra*	*Idotea neglecta*
Nº DE INDIVIDUOS	120	48	2	1	1

Conclusión

Este estudio piloto, el primero realizado sobre esta problemática en el litoral murciano, confirma que la actividad de los invertebrados carroñeros constituye una afección frecuente en la pesca artesanal y puede generar pérdidas económicas al reducir la calidad comercial de las capturas. Asimismo, pone de manifiesto la necesidad de reforzar la colaboración entre la investigación científica y el sector pesquero, dado que las consecuencias del fenómeno pueden extenderse desde la actividad extractiva hasta la comercialización y el consumo de productos pesqueros afectados.

La escala visual de cinco grados de afección desarrollada constituye una de las principales aportaciones prácticas del estudio, al proporcionar un criterio estandarizado para la identificación y clasificación de capturas dañadas. Su aplicación en los procesos de inspección y comercialización podría facilitar la detección de ejemplares con condiciones organolépticas inadecuadas y contribuir a mejorar el control de su entrada en la cadena alimentaria.

Finalmente, resulta necesario ampliar el muestreo espacial y temporal para evaluar con mayor precisión la influencia de los factores ambientales y cuantificar el impacto económico del fenómeno. Del mismo modo, profundizar en la ecología, los ciclos de vida y los hábitos alimentarios de las especies implicadas permitirá desarrollar medidas de manejo y protocolos de gestión orientados a reducir los daños sobre las capturas. En conjunto, los resultados proporcionan una base científica para futuras investigaciones y para el diseño de estrategias aplicables al sector pesquero artesanal del litoral murciano.

Bibliografía

Alheit, J., & Naylor, E. (1976). Behavioural basis of intertidal zonation in *Eurydice pulchra* Leach. *Journal of*

Experimental Marine Biology and Ecology, 23, 135–144.
Barton, P. S., & Evans, M. J. (2017). Insect biodiversity meets ecosystem function: Differential effects of habitat and insects on carrion decomposition. *Ecological Entomology, 42*(3), 364–374.
Barry, J. M., Elbroch, L. M., Aiello-Lammens, M. E., Sarno, R. J., Seelye, L., Kusler, A., ... & Grigione, M. M. (2019). Pumas as ecosystem engineers: Ungulate carcasses support beetle assemblages in the Greater Yellowstone Ecosystem. *Oecologia, 189*(3), 577–586.
Bird, P. M. (1981). The occurrence of *Cirolana borealis* (Isopoda) in the hearts of sharks from Atlantic coastal waters of Florida. *Fishery Bulletin, 79*(2), 376–383.
Bozzano, A., & Sardà, F. (2002). Fishery discard consumption rate and scavenging activity in the northwestern Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science, 59*(1), 15–28.
García, B. (2000). *Cartografía y caracterización de las praderas de Posidonia oceanica protegidas mediante arrecifes artificiales en la Región de Murcia*. Dirección General de Ganadería y Pesca.
García, L., & Jaume, D. (2002). Isopoda. En *El reino animal en la península Ibérica y las islas Baleares. Proyecto Fauna Ibérica*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. http://www.fauna-iberica.mncn.csic.es/
Hessler, R. R., Ingram, C. L., Yayanos, A. A., & Burnett, B. R. (1978). Scavenging amphipods from the floor of the Philippine Trench. *Deep-Sea Research, 25*, 1029–1047.
Keable, S. J. (2006). Taxonomic revision of *Natatolana* (Crustacea: Isopoda: Cirolanidae). *Records of the Australian Museum, 58*, 133–244.
Keable, S. J., & Bruce, N. L. (1997). Redescription of the North Atlantic and Mediterranean species of *Natatolana* (Crustacea: Isopoda: Cirolanidae). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 77*, 655–705. https://doi.org/10.1017/S0025315400036134
Lorenzo-Corchón, A. (2006, 28 de agosto). *Crustáceos. Los ostrácodos (Ostracoda)*. Asturnatura.com. https://www.asturnatura.com
Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (2025). *Estadísticas pesqueras. Abril 2025*. Gobierno de España. https://www.mapa.gob.es
Morales-Reyes, Z., Pérez-García, J., Moleón, M., et al. (2015). Suplantar los servicios ecosistémicos proporcionados por los carroñeros aumenta las emisiones de gases de efecto invernadero. *Scientific Reports, 5*, 7811.
Rodríguez-Climent, S., Alcaraz, C., Caiola, N., Ibáñez, C., Nebra, A., Muñoz-Camarillo, G., ... & de Sostoa, A. (2012). Gillnet selectivity in the Ebro Delta coastal lagoons and its implication for the fishery management of the sand smelt, *Atherina boyeri* (Actinopterygii: Atherinidae). *Estuarine, Coastal and Shelf Science, 114*, 41–49.
Rounsevell, M., Fischer, M., Rando, A. T. M., Mader, A., Caplat, P., Ekroos, J., & Smith, H. G. (2018). *The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia*. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.
Saavedra, C., Peleteiro, J. B., Álvarez-Blázquez, B., Pérez, E., Soares, E. C., García, C., & Domínguez, A. (s. f.). *Cría en cautividad del pez de San Pedro, Zeus faber* (Linnaeus, 1758).
Scapini, F., Chelazzi, L., Colombini, I., & Fallaci, M. (1992). Surface activity, zonation and migrations of *Talitrus saltator* on a Mediterranean beach. *Marine Biology, 112*(4), 573–581.
Sekiguchi, H. (1982). Scavenging amphipods and isopods attacking the spiny lobster caught in a gill-net. *Reports on the Fisheries Research Laboratory Mie University, 3*, 21–30.
Smith, C. R., & Baco, A. R. (2003). Ecology of whale falls at the deep-sea floor. En *Oceanography and Marine Biology* (pp. 319–333). CRC Press.
Stepien, C. A., & Brusca, R. C. (1985). Nocturnal attacks on nearshore fishes in southern California by

crustacean zooplankton. *Marine Ecology Progress Series, 25*, 91–105.
Thomas, S. N. (2019). Sustainable gillnet fishing. En *ICAR Winter School: Responsible Fishing: Recent Advances in Resource and Energy Conservation* (21 November–11 December 2019). ICAR-CIFT.
Youssef, F., Mansour, L., Quilichini, Y., Tlig, S. Z., & Benmansour, B. (2020). Morphology and scavenging behaviour of two species of the genus *Natatolana* (Crustacea: Isopoda: Cirolanidae) attacking elasmobranchs from the Tunisian coast. *Cahiers de Biologie Marine, 61*, 1–10.

Treinta años del foro científico para la pesca española en el Mediterráneo

José Luis Sánchez Lizaso, Jordi Lleonart, Ramón Franquesa, Pere Oliver

La primera reunión del foro científico para la pesca española en el Mediterráneo se celebró en Barcelona en febrero de 1996 convocada por Jordi Lleonart del ICM, Ramón Franquesa de la UB y Pere Oliver del IEO. Los motivos que impulsaron la convocatoria fueron diversos. Por una parte, los convocantes pensaban que el Mediterráneo estaba en aquellos momentos prácticamente desierto de ideas e iniciativas en materia de pesca lo que contrastaba con el desarrollo de otros foros en otras partes del mundo que se observaban con sana envidia. Por aquel entonces la Comisión General de Pesca del Mediterráneo tenía escaso desarrollo, nada comparable con lo que representa en la actualidad. También influyó en el ánimo de los organizadores el recuerdo de una historia pasada, con momentos brillantes, aunque escasos, como el Plan Castellón o el Comité de Pesca del Mediterráneo. La propuesta que hicieron fue generar un espacio para compartir información y percepciones sobre la pesca y proporcionar un marco adecuado para que los científicos y técnicos pudieran discutir sobre la pesca en el Mediterráneo occidental.

El objetivo era intercambiar investigaciones que, aunque no estuvieran completadas, pudieran generar un ambiente científico de mayor colaboración que pudiera estimular, particularmente a los más jóvenes, a avanzar en esta línea. Al mismo tiempo, se trataba de poner en manos de los gestores el conocimiento científico en un lenguaje mucho mas adecuado del que se usa en las publicaciones científicas. Se esperaba que se pudieran generar conclusiones útiles para los que deben administrar la pesca.

Un acierto desde el principio fue reconocer que la biología solo explica una parte del comportamiento de las pesquerías y que resulta fundamental considerar los aspectos sociales y económicos, adelantándose algunas décadas a lo que en la actualidad nadie discute.

La estructura organizativa fue sencilla. Los miembros del foro son los asistentes a las reuniones. No hay afiliación ni cuotas. Se elige un presidente (el primero fue Rafael Robles, aunque en la segunda reunión ya fue sustituido por Jordi Lleonart, tabla 1) y un relator/secretario que se elegía en cada reunión para redactar el acta. Se celebra una reunión anual y, al principio, se crearon cuatro grupos de trabajo:

GT Recursos y ecología. Su objetivo era presentar y discutir los conocimientos actuales sobre especies o grupos

de especies, así como plantear temas relacionados con el medio y sus interacciones con el recurso. El primer presidente del grupo de trabajo fue Pere Oliver.

GT Socioeconomía. Con la función de examinar los aspectos de la pesca relacionados con la actividad humana. El primer presidente fue Ramón Franquesa.

GT Métodos y estadística. Con el objetivo de examinar los procesos de evaluación incluyendo la obtención de datos y los métodos de evaluación directos e indirectos. El primer presidente fue Jordi Lleonart.

GT Organización. Se trataba de un grupo de trabajo ad hoc cuya función consiste en discutir la filosofía y sentar las bases para el funcionamiento futuro del Foro. Su primer presidente fue Álvaro Fernández.

Los grupos de trabajo funcionaron durante 3 años y luego fueron sustituidos por sesiones monográficas y, más adelante, por un formato más libre de contribuciones, sin abandonar completamente los temas monográficos o mesas redondas.

Tabla 1: Relación de presidentes del foro

Rafael Robles	1995-1996.
Jordi Lleonart	1996-1999
José Luis Sánchez Lizaso	1999-2002
Pere Oliver	2002-2004
Ramón Franquesa	2004-2005
José Luis Sánchez Lizaso	2018-

A lo largo de estos años el foro se ha reunido en diferentes puertos mediterráneos. La tabla 2 incluye la relación completa y las fechas en las que se celebraron las reuniones. Aunque la voluntad del foro ha sido rotar por diferentes localidades, a lo largo de estos años ha sido inevitable repetir en alguna de ellas. Las localidades en las que mayor número de ocasiones se ha celebrado el foro han sido Alicante y Palma. Por comunidades ha habido cuatro ediciones en Cataluña, Comunidad Valenciana y Andalucía; tres ediciones en Baleares y dos en Murcia.

Tabla 2: Relación de localidades y fechas en las que se han celebrado las reuniones anuales del Foro

FORO 1. Barcelona, 27-29 marzo 1996

FORO 2. Palma, 24-26 marzo 1997

FORO 3. Alicante, 17-19 junio 1998

FORO 4. Málaga, 16-18 junio 1999

FORO 5. Cartagena, 27-29 junio 2000

FORO 6. Palamós, 13-15 junio 2001

FORO 7. Alicante, 6-8 febrero 2002

FORO 8. Palma, 30-31 marzo 2003

FORO 9. Barcelona, 14-16 junio 2004

FORO 10. Almería, 8-10 junio 2005

FORO 11. Alicante, septiembre 2018

FORO 12. Almería, 17-18 septiembre 2019

FORO 13. La Ràpita, 20-21 septiembre 2022

FORO 14 Palma 20-21 septiembre 2023

FORO 15 Cartagena 17-18 septiembre 2024

FORO 16 Castellón 17-18 septiembre 2025

Foro 17 Motril 22-23 septiembre 2026

A lo largo de este tiempo el foro ha tenido dos interrupciones. La más importante ocurrió en 2005 y no se reactivó de nuevo hasta 2018. La interrupción de 2005 estuvo provocada sin duda por el agotamiento de sus impulsores atrapados en una creciente maraña burocrática en sus respectivos centros de trabajo. Por otra parte, el foro es una actividad eminentemente altruista que no tiene reconocimiento académico para quienes participan en él. Los científicos jóvenes están forzados a publicar en otros formatos para progresar en su carrera científica. También es posible que se haya tenido la percepción de que las conclusiones del Foro no han interesado a aquellos a los que iban dirigidas. Por otra parte, en estos años se produjo el fortalecimiento de la Comisión General de Pesca del Mediterráneo, promovida en parte por muchos de los científicos del Foro con lo que se cubría una de las carencias que impulsaron el Foro en un primer momento. Actualmente la CGPM que se ha convertido en el principal ámbito de discusión científica sobre la pesca en el Mediterráneo, aunque no sustituye el papel que puede jugar este Foro. Por otra parte, en la actualidad las colaboraciones entre científicos de diferentes instituciones son habituales y frecuentes, nos gustaría pensar que, en parte, se debe a los lazos establecidos en el Foro.

Sin embargo, muchos encontramos a faltar el punto de encuentro sobre la pesca en el Mediterráneo representaba el Foro particularmente con los nuevos retos que implicaba la aprobación de la nueva política común de pesca y su aplicación al Mediterráneo. Por ello, científicos de diferentes instituciones con apoyo del sector nos planteamos retomar las reuniones del Foro en 2018 con una importante acogida. En 2020 y 2021 se interrumpieron de nuevo las reuniones por la pandemia ya que no se consideró oportuno celebrar las reuniones

de manera no presencial. Desde el 2022 las reuniones anuales se han mantenido hasta la actualidad.

A lo largo de todos estos años la participación mayoritaria ha sido de científicos, pero no hace falta ser científico para participar en el foro. Siempre han estado representados técnicos de las administraciones central y autonómicas y ONGs y se observa una participación creciente del sector pesquero lo que consolida el Foro como espacio de encuentro y trasferencia de información científica entre los diferentes actores que intervienen en la pesca en el Mediterráneo.

Los temas abordados han venido marcados por la actualidad. Inicialmente se elaboró una revisión sobre el estado de los recursos pesqueros en el Mediterráneo y se hizo mucho hincapié en la necesidad de disponer de datos para poder realizar el asesoramiento y se trabajó en preparar algunas evaluaciones del estado de los stocks que fueron pioneras en el Mediterráneo. La discusión sobre el acceso a los datos pesqueros fue un tema recurrente en las primeras reuniones del foro. Afortunadamente el acceso a los datos necesarios para la investigación científica se ha facilitado mucho con los años, aunque todavía podría ser mejorable.

El plan Castellón se ha abordado en diferentes reuniones del Foro. El Foro promovió un libro que coordinó Rafael Lostado y financió el proyecto Fao Copemed. Por supuesto en las reuniones de la Ràpita y Castellón se volvió a destacar la importancia que en su día tuvo el “Plan experimental de pesca de arrastre de Castellón y sur de Tarragona” y se reivindicó su legado. También en la reunión de Barcelona de 2004 se le hizo un homenaje a uno de los pioneros en la investigación pesquera en el Mediterráneo, el Dr. Carles Bas.

Las políticas europeas siempre han sido motivo de análisis en el Foro. El Foro tuvo un papel muy activo en la reforma de la política común de pesca del año 2002 y elaboró documentos y propuestas orientados a que se reconociera la especificidad mediterránea y mejorara el documento final. En aquel momento se hizo hincapié en la incoherencia entre los problemas identificados en el libro verde de la PPC y las medidas propuestas para solucionarlos. Por otra parte, a partir de 2018, la nueva política común de pesca y, en particular, el plan multianual para la gestión de los recursos demersales del Mediterráneo occidental ha ocupado buena parte de las discusiones y propuestas de todas las reuniones celebradas. En este sentido se ha reivindicado la necesidad de aumentar los recursos para la investigación pesquera en el Mediterráneo algo necesario al pasar a una gestión adaptativa evitando duplicidades como las que genera el STECF. Necesitamos más ciencia y más independiente. También se ha analizado repetidamente los puntos fuertes y debilidades del WESTMED MAP y la necesidad de reformarlo. En este sentido desde el Foro se contempla con esperanza el proceso de reforma que se acaba de abrir y ha contribuido al debate generado. Esperamos que sirva para mejorarlo y corregir sus defectos.

Las áreas marinas protegidas se han abordado en diversas reuniones y el foro siempre ha defendido la necesidad de su ampliación y su extensión también a zonas profundas para beneficiar a todas las especies objetivo de la pesca y siempre con una vigilancia efectiva. Diversas contribuciones a lo largo de estos años han presentado los beneficios desde el punto de vista pesquero y ambiental de estas zonas cerradas permanentemente a la pesca.

El cambio climático ha tenido una presencia creciente en los últimos años en las reuniones porque sus efectos son cada vez más evidentes y está cambiando las pesquerías mediterráneas con importantes alteraciones en la distribución y abundancia de algunas especies de gran importancia comercial.

La pesca recreativa y su importancia en el Mediterráneo se ha abordado puntualmente en el Foro como en las dos reuniones celebradas en Almería en 2005 y 2019.

También se han abordado los impactos que generan algunas modalidades de pesca como el arrastre o el *rastrell* o los impactos que otras actividades humanas pueden tener sobre algunas pesquerías como las regeneraciones de playas o el proyecto de trasvase del Ebro.

Aunque se trata de un Foro sobre la pesca española siempre se ha abordado cuestiones internacionales, particularmente los proyectos financiados por el programa FAO COPEMED o, actualmente, la oficina sub regional de la CGPM. Uno de estos proyectos se refería a la conectividad de las poblaciones a ambos lados del Mar de Alborán. Este año vamos un poco más allá en esta línea y hemos invitado a participar en el Foro a investigadores marroquíes para resaltar esa posible interacción con algunas de nuestras pesquerías.

Aunque se pueda tener la sensación de que las conclusiones del Foro tienen poco impacto en los gestores, no siempre ha sido así. Algunos de los temas que fueron debatidos por el Foro y propuestos en sus conclusiones finalmente han sido incorporados al ordenamiento jurídico. Uno de ellos ha sido la recomendación de que se prohibiera la pesca de arrastre a más de 1000 metros de profundidad donde, aunque existe gamba roja, son juveniles y machos de escaso tamaño cuya captura podría suponer un riesgo para esta pesquería. Otra recomendación del Foro fue contra la expansión de nuevas modalidades de pesca que iban dirigidas a reproductores de merluza que podrían comprometer su futuro. También el foro incidió en la necesidad de formar especialistas para trabajar en las pesquerías mediterráneas. Esta línea fue el origen de la creación del "*máster en economía y gestión de la pesca"* con la colaboración del CIHEAM y el Ministerio, del que se celebraron 3 ediciones en Barcelona y que posteriormente se trasladó a la Universidad de Alicante con la denominación de "*Máster en gestión pesquera sostenible"* donde se han celebrado 8 ediciones más. En total se han formado a cerca de 200 profesionales algunos de los cuales ocupan puestos de responsabilidad en la gestión de la pesca en sus respectivos países y en organizaciones internacionales.

Después de 30 años el foro se ha consolidado como punto de encuentro y de intercambio de información de todos aquellos interesados en la pesca mediterránea. El debate sereno que caracteriza las reuniones del foro son la mejor manera de enfrentar los retos para el futuro que no son pocos.

En cualquier caso, siempre cabe una reflexión sobre cómo podemos mejorar y conseguir que nuestras actividades sean más efectivas. De esta manera podremos garantizar que el Foro se mantenga por otros 30 años contribuyendo a una mejor gestión de la pesca en el Mediterráneo.

La rentabilidad de las cofradías de la Comunidad Valenciana tras el impacto de las normativas europeas.

Jorge Mora[1], Adelaida Lillo[1], Fernando Merino[2] y Covadonga Ordoñez[1]
1 Universidad de Alicante
2 Universidad de Murcia

Introducción

El presente estudio presenta un análisis económico-financiero de uno de los principales agentes que participan en el desarrollo de las actividades del sector pesquero de la Comunidad Valenciana, las cofradías de pescadores. Las cofradías son entidades sin ánimo de lucro, cuya finalidad es prestar servicios a los pescadores y empresas de pesca, sin repartir beneficios y sometidos a una legislación específica.

Dadas las particularidades de las cofradías, el estudio se ha basado en entrevistas personalizadas a responsables de las cofradías y en los datos contables que las mismas han ido facilitando de sus ejercicios económicos.

Sería conveniente continuar en años sucesivos con este análisis económico financiero para tener información adecuada y actualizada sobre la viabilidad económica de las cofradias, para prever el posible impacto de las medidas que vienen de Europa y conocer exactamente cuál es su situación económica.

Análisis de la rentabilidad de las cofradías de la Comunidad Valenciana

Consideraciones previas

Son varias las premisas que se deben abordar para poder clarificar el enfoque metodológico que se le ha dado:

- ✓ Por su forma jurídica

Las cofradías son asociaciones tradicionales que agrupan a pescadores y familias vinculadas a la actividad marítima. El artículo 57 de la Ley 5/2017 de 10 de febrero indica que son corporaciones de derecho público, sin ánimo de lucro, con personalidad jurídica propia y plena capacidad de obrar para el cumplimiento de sus fines, integradas voluntaria y libremente por profesionales de la pesca, armadores y trabajadores de su respectivo ámbito territorial.

Al ser una entidad “sin ánimo de lucro” implica que sus resultados no van a ser repartidos entre quienes ostentan su dirección o propiedad. Sin embargo, la gestión eficiente, las condiciones favorables de los mercados y de los caladeros pueden llevar a obtener una diferencia entre ingresos y gastos con resultados positivos. En este caso, el resultado positivo se invertirá en la mejora de las condiciones de instalaciones y otros fines que decidan los órganos responsables.

- ✓ Por las variables de análisis

Si bien para la realización del análisis de rentabilidad de una empresa se utilizan indicadores como el ROI (retorno sobre lo invertido), ROE (retorno sobre el capital), ROA (retorno sobre los activos), Liquidez, Endeudamiento y otros, en el caso de este estudio no reflejarían el objetivo del presente informe. Existen otros indicadores que se pueden obtener como resultado del análisis de estadísticas oficiales de capturas y en

censos de flota, lo que permite comparaciones entre cofradías, por ejemplo: **Valor de primera venta**, por lonja, en euros/año, que es el indicador de ingresos brutos del ecosistema cofradía-flota; **Valor por tonelada** (€/T) como aproximación a precio medio (calidad/especies); **Valor por buque** (€/buque) y **Valor por tripulante** (€/tripulante) para comparar productividad. Pero este tipo de parámetros no sustituyen a una cuenta de resultados auditada. El estudio de la cuenta de resultados permite descubrir de entre todas las partidas de ingresos y gastos aquellas que pueden ser relevantes y otras que pudieran orientar para una sensible mejora en el resultado.

Por todo ello, en este estudio se ha utilizado el Margen Bruto, que mide el beneficio que se obtiene al quitar al precio de venta y otros ingresos (sin IVA), los costes necesarios para la realizar la actividad.

- ✓ Por los datos utilizados

Para la realización del estudio se han utilizado varios documentos como origen de los datos provenientes de cofradías[7]: Cuentas de Resultados (pérdidas y ganancias), Presupuestos anuales de Ingresos y Gastos, Impuesto de Sociedades (modelo 200), Liquidaciones anuales de Ingresos y Gastos. Dada la heterogeneidad de los datos y la diversidad de las fuentes, en algunas cofradías se ha optado por resumir las cuentas aportadas para realizar una prospección uniforme, en la medida de lo posible, de tal forma que las conclusiones sean significativas.

Por otro lado, la obtención de los datos de algunas cofradías ha resultado infructuosa y, de algunas de ellas, no están los tres años en estudio. No obstante, se ha conseguido información de un número significativo de ellas para poder realizar el estudio por lo que se considera que se ha conseguido una muestra representativa de las tres provincias.

Para el futuro seguimiento de la viabilidad de las cofradías valencianas se propone realizar una plantilla con los datos contables necesarios para un estudio unificado para todas ellas. Esto facilitaría la homogeneidad y el seguimiento claro y riguroso de la evolución de la rentabilidad de las mismas.

- ✓ Por las cofradías estudiadas

Si hacemos referencia a la relevancia por cofradía estudiada, la provincia de Alicante lidera la actividad pesquera de la Comunidad Valenciana, por ejemplo, en 2022 ocupa en volumen, aproximadamente el 59% de toneladas y en valor, aproximadamente, el 63% del total. Si nos referimos a puertos, Torrevieja, Castelló de la Plana y Santa Pola concentraron el 43,4% de las toneladas en 2022, sin embargo, por precio, las cofradías de Denia y de Gandía capturan especies de alto valor económico (Lillo-Bañuls et al. (2024)[8]).

- ✓ Por las partidas de ingresos y gastos analizados

Los ingresos y gastos de una cofradía (marco contable operativo) son característicos del sector y resulta conveniente saber las principales partidas que conforman este elenco, ya que en muchas ocasiones no concuerdan con el Plan General de Contabilidad que se aplica a las empresas:

[7] Si bien, no se han facilitado los datos de todas las cofradías valencianas por parte de la Conselleria, dada la voluntariedad o no de enviar estos datos por parte de estas entidades.

[8] Lillo-Bañuls, A.;Fuster, B.;Merino, F. Mora,J; Ortiz, S. (2024):*Estudio Socioeconómico del Sector Pesquero en la Comunidad Valenciana,* Universidad de Alicante.

- ✓ Ingresos típicos (corrientes y no corrientes)
    - Derechos/comisiones de primera venta (lonja), gravan el valor subastado en la lonja (notas de primera venta), que pueden ser cargados al comprador y/o al vendedor.
    - Servicios a la flota, que dependen da las instalaciones de cada puerto, como hielo, frío, almacenamiento, selección/etiquetado, suministro de combustible, varadero y pequeños auxiliares; los ingresos se obtienen por tarifas y márgenes de servicio.
    - Arrendamientos y concesiones, que lo pueden componer alquiler de espacios (restauración, tiendas, cámaras, oficinas) y otros usos compatibles en recinto portuario/edificios de lonja. En algunos casos, existen inmuebles propiedad de las cofradías que no están sitos en las instalaciones portuarias, que se destinan a uso de la propia cofradía o su arrendamiento o cesión de uso.
    - Cuotas de socios cofrades o tasas internas, licencias internas y otros precios públicos de servicios.
    - Subvenciones y ayudas. Pueden tener diferentes orígenes, autonómicas, europeas, locales, para inversiones (lonjas, eficiencia energética, digitalización), promoción y acciones formativas. Así mismo, se pueden generar ayudas coyunturales para cubrir el precio del combustible, sustitución de aparejos más respetuosos con el medioambiente o corrección de situaciones especiales como la guerra de Ucrania o la COVID.
    - Provenientes de diversificación de la actividad (economía azul), como el turismo marinero, experiencias gastronómicas, venta directa organizada, eventos, arrastre de gavias, etc.
- ✓ Gastos típicos:
    - Personal de administración/gestión de lonja, comercialización, control sanitario, mantenimiento y servicios. Suele ser una partida importante de gastos para cofradías de gran tamaño.
    - Energía y consumos de electricidad (frío industrial, cámaras, bombas de hielo, iluminación, sistemas de subasta), agua y otros suministros.
    - Compras para reventa/servicios, como hielo (si no es propio), combustible (si se gestiona gasolinera/depósito), embalajes, etiquetas, material sanitario, limpieza.
    - Tasas y cánones portuarios, Incluyen tasas autonómicas ligadas a la primera venta (p. ej., en puertos de la Generalitat: 2‰ sobre el valor de la primera venta como tipo de gravamen), además de cánones de concesión/ocupación de dominio público portuario. Para la cofradía gestora, esto opera como coste.
    - Mantenimiento y amortizaciones de instalaciones de lonja, cámaras, fábrica de hielo, cintas, básculas, equipos informáticos de subasta y plataformas online.
    - Servicios externos de auditoría, asesoría, certificaciones de calidad/origen, seguros, seguridad, marketing y promoción.
    - Gastos financieros y otros, como intereses y comisiones bancarias; provisiones y contingencias.

Como se ha comentado en la introducción, este estudio se basa en los datos recibidos por parte de las cofradías. Se ha aplicado a aquellas cofradías que disponen de lonja, por lo que las cofradías de Tabarca, Benidorm y Moraira no se han incorporado al estudio. Por otro lado, se ha realizado un estudio de campo con entrevistas semiestructuradas a algunas cofradías de relevancia para profundizar en la comprensión de su modelo económico de funcionamiento. Así mismo, se han consultado a las cofradías otros datos, que no se reflejan en los documentos contables, con los que poder generar una imagen fiel de su realidad económica.

Cofradías de la Comunidad Valenciana por provincias

Provincia de Alicante	Cofradía de Pescadores de Alicante
	Cofradía de Pescadores de Altea
	Cofradía de Pescadores de Benidorm
	Cofradía de Pescadores de Calpe
	Cofradía de Pescadores de Denia
	Cofradía de Pescadores de Campello
	Cofradía de Pescadores de Guardamar del Segura
	Cofradía de Pescadores de Jávea
	Cofradía de Pescadores de Moraira
	Cofradía de Pescadores de Santa Pola
	Cofradía de Pescadores de Tabarca
	Cofradía de Pescadores de Torrevieja
	Cofradía de Pescadores de Villajoyosa
Provincia de Castellón	Cofradía de Pescadores de Benicarló
	Cofradía de Pescadores de Burriana
	Cofradía de Pescadores de Castellón
	Cofradía de Pescadores de Peñíscola
	Cofradía de Pescadores de Vinaròs
Provincia de Valencia	Cofradía de Pescadores de Cullera
	Cofradía de Pescadores de Gandía
	Cofradía de Pescadores de Valencia

Nota: Se señalan en gris las cofradías sin lonja y en amarillo las que no han facilitado ningún dato.

El análisis se realiza bajo diferentes enfoques, comparando variables que aportan información sobre la evolución de las cifras de negocio de los años 2022, 2023 y 2024.

Comparativa de ingresos y gastos

Una vez realizado el estudio sobre los datos obtenidos se observan ciertos apuntes relevantes que se pasa a analizar por separado, ingresos, gastos y resultado del ejercicio.

Ingresos

El comportamiento de los ingresos de las cofradías es diverso, un 60% presentan una disminución de la cifra de negocio en el período estudiado, mientras que el resto refleja un aumento de los ingresos (teniendo en cuenta que de tres de ellas no se han conseguido los datos de 2024). Esta variación existente permite deducir que la situación del sector respecto a los ingresos no es homogénea (Gráfico 2.1). Las razones por las que se produce esta disparidad de resultados dependen de factores de muy diversa índole.

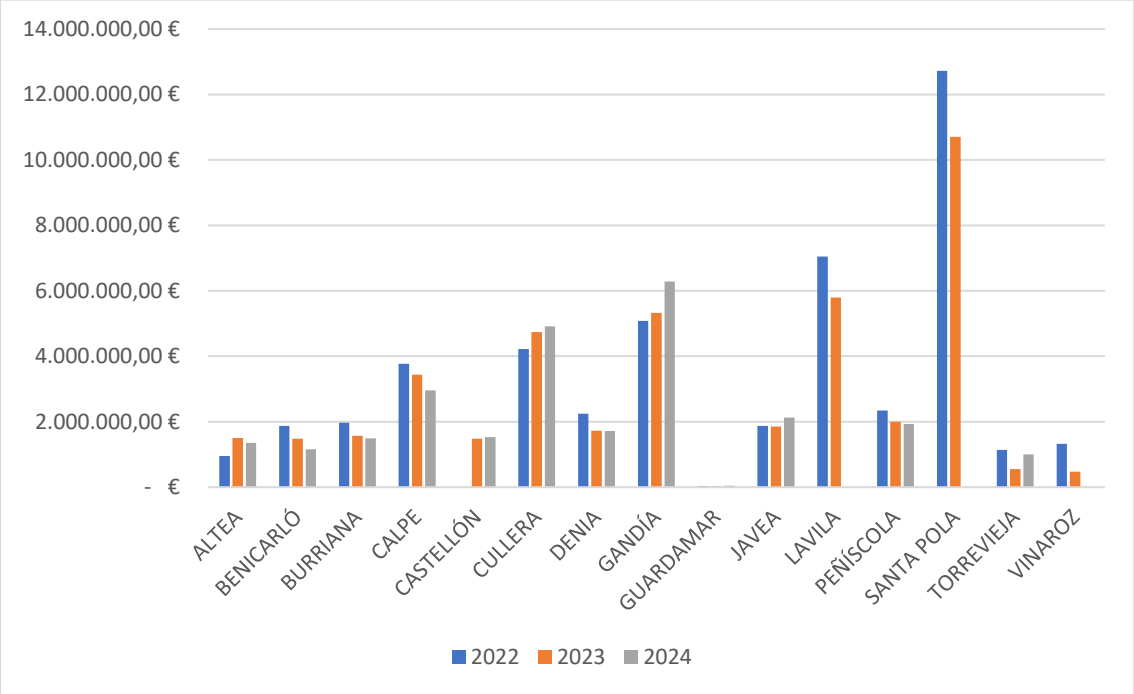


Figura 2.1. Ingresos percibidos por las cofradías. Elaboración propia con los datos recibidos de las cofradías de 2022, 2023 y 2024.

Nota: Guardamar tiene un importe aproximado de 50.000 euros al ser muy reducido no aparece en el gráfico

La diversa composición de sus infraestructuras genera fuentes de ingresos diferentes entre cada una de las cofradías estudiadas. En muchas, se obtienen ingresos provenientes de algunas partidas como la venta de hielo o combustible, en otras no existe esta fuente de ingreso porque el servicio está externalizado. Asimismo, en alguna de ellas, el hielo supone un gasto añadido ya que al estar las instalaciones en reparación generan doble coste, el de reparación y el del aprovisionamiento de hielo. Aunque rebaja el gasto eléctrico de la fábrica de hielo, que es importante.

Así mismo, determinadas cofradías han optado por comercializar parte de su producto por medio de locales de venta directa al público, como es el caso de Santa Pola o La Vila, por ejemplo. En este sentido, algunas cofradías disponen de locales que ponen en arrendamiento, por lo que supone una fuente de ingresos añadida con relación al resto.

Un capítulo interesante lo suponen las subvenciones (Gráfico 2.2). Algunas de las cofradías no han aportado cifras, pero hemos obtenido los datos del presupuesto de la Generalitat Valenciana de cada uno de los años estudiados, donde aparecen las partidas de subvención para cada cofradía. En la mayoría de los casos, las subvenciones suponen entre un 2% y un 4% sobre el total de ingresos. Si bien puede parecer un porcentaje reducido, la recepción de estas subvenciones supone el poder generar un resultado positivo o, cuando poco, una reducción de las pérdidas significativa.

Tabla 2.1. Porcentaje que suponen las subvenciones respecto al total de ingresos.

	SUBVENCIONES		
	2022	2023	2024
ALTEA	3,93%	2,92%	2,64%
BENICARLÓ	1,98%	2,65%	4,01%
BURRIANA	0,24%	0,30%	0,31%
CALPE	0,85%	0,98%	1,65%
CASTELLÓN	-	6,93%	5,24%
CULLERA	1,04%	0,96%	0,93%
DENIA	1,54%	2,12%	2,61%
GANDÍA	2,70%	2,35%	1,79%
JAVEA	1,50%	1,64%	2,39%
LAVILA	1,00%	1,24%	-
PEÑÍSCOLA	2,57%	3,09%	3,40%
SANTA POLA	0,84%	1,04%	-
TORREVIEJA	2,11%	5,28%	5,92%
VINAROZ	3,26%	9,30%	-

Elaboración propia con los datos recibidos de las cofradías de 2022, 2023 y 2024.

Es una respuesta recurrente de las entrevistas realizadas para este estudio y anteriores, que la mayoría del sector opina que, si no fuera por las subvenciones que se reciben (de las diferentes administraciones), la rentabilidad del sector se vería comprometida[9].

Varias de las normas de seguridad, respeto al medioambiente, localización, tamaño de redes y otros aspectos de obligado cumplimiento serían difíciles de abordar si no se dispusiera de las citadas ayudas. Para determinadas cofradías de tamaño menor, el importe recibido por las subvenciones supone un porcentaje elevado respecto a sus ingresos, comparado con las de mayor tamaño.

[9] En este estudio vamos a corroborar o no esta afirmación.

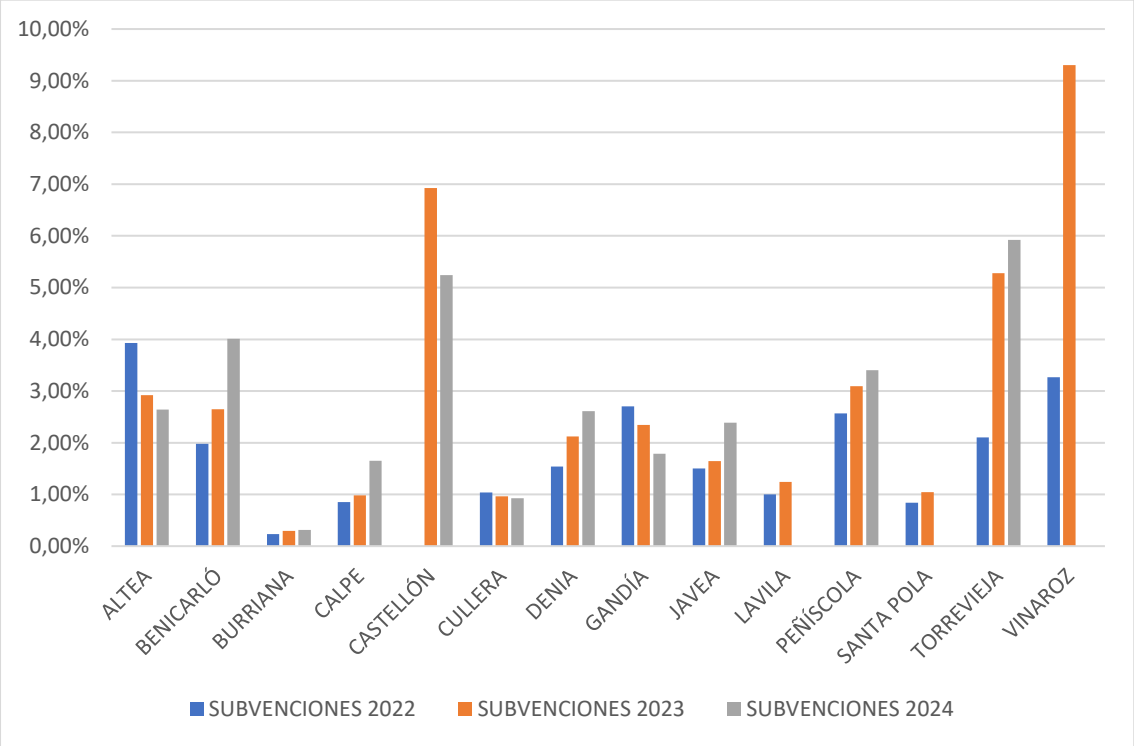


Figura 2.2. Porcentaje que suponen las subvenciones percibidas por las cofradías de pescadores sobre el total de sus ingresos. Elaboración propia con los datos recibidos de las Cofradías, 2022, 2023 y 2024.

Respecto al volumen total de subvenciones recibidas por las cofradías, aproximadamente un 79% de éstas han visto una evolución creciente de este importe, mientras que sólo tres de ellas se ha reducido su subvención en el periodo estudiado (Gráfico 2.3). La cuantía gestionada de subvención está relacionada directamente con el volumen de negocio, cuanto mayor es el volumen mayor es el importe percibido.

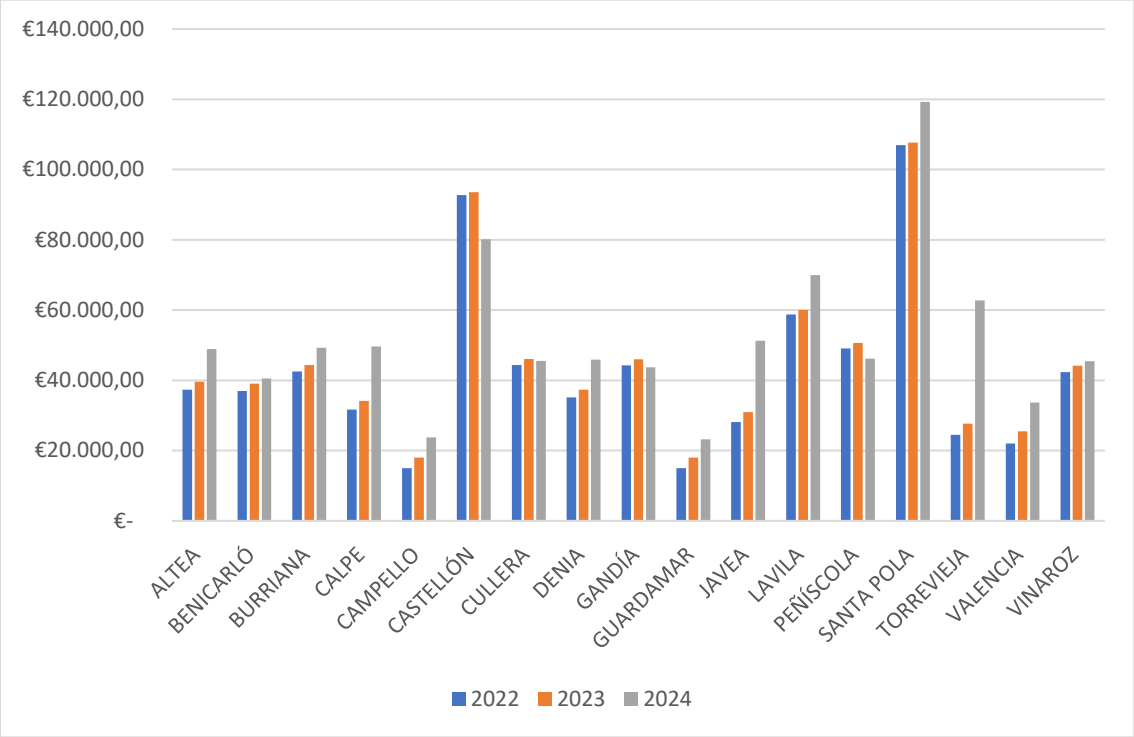


Figura 2.3. Subvenciones percibidas por las cofradías de pescadores. Elaboración propia con los datos recibidos de la Conselleria de Agricultura y Pesca, 2022, 2023 y 2024.

Ciertas cofradías de menor tamaño nos comentan que tienen dificultad a la hora de gestionar la solicitud de estas ayudas. La gestión de las solicitudes supone un esfuerzo de recursos administrativos y de personal para el que no todas están dotadas adecuadamente para abordar este procedimiento.

En cuanto al origen de los ingresos, como se comentó en la introducción, parte de estos corresponde a los porcentajes que las cofradías cobran sobre la venta (a los armadores) o sobre la compra (clientes, como grandes superficies, pescaderías tradicionales, venta online, etc.). En la tabla adjunta se relacionan las comisiones que cobran declaradas por las cofradías en las encuestas realizadas al efecto. Como se puede observar, la diferencia de comportamiento comercial entre unas y otras es significativa. Mientras alguna cooperativa cobra un 6 y un 7 por ciento, al vendedor y al comprador respectivamente, otras sólo aplican un 2% sobre el vendedor y otras un 2 y un 1 por ciento.

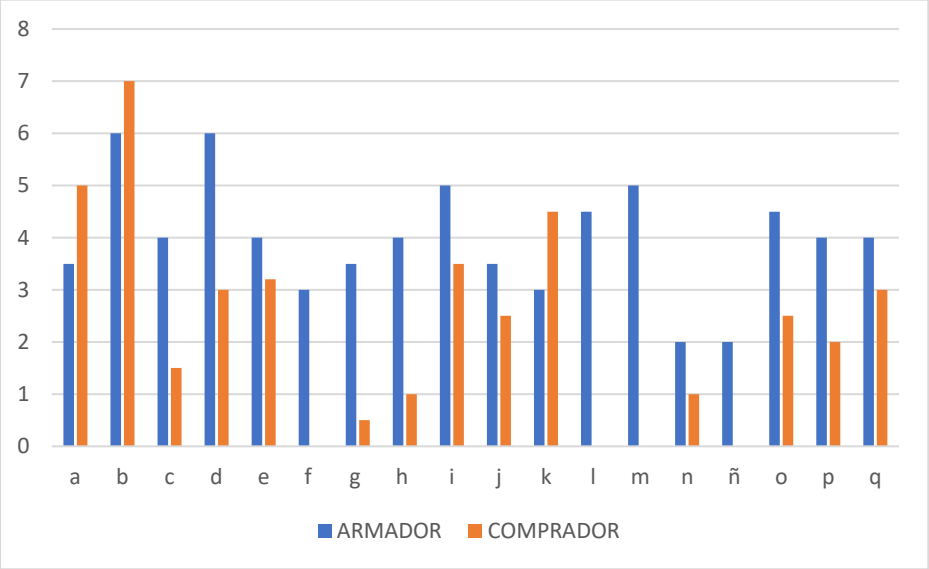


Figura 2.4: Porcentaje de comisión aplicada al armador o comprador. Fuente: Elaboración propia con los datos recibidos de las cofradías.

Gastos

Del mismo modo que se estudió en los ingresos, la situación de los gastos refleja una situación no homogénea, aproximadamente un 60% de las cofradías analizadas presenta un aumento de los gastos en el período de referencia. Es relevante confirmar que, en la mayoría de las cofradías, coinciden en el mismo sentido la tendencia de ingresos y gastos, es decir, si una cofradía tiende a aumentar sus ingresos, también aumentan sus gastos. Esto es lógico contablemente ya que el incremento de ingresos supone un aumento de los costes variables, aquellos que dependen del volumen de producción.

Por otro lado, la gestión de determinadas partidas de gasto genera diferencias en los resultados comparados. Por ejemplo, dentro de la gestión de los suministros, en particular en el suministro de electricidad, se detecta que el importe de este gasto es muy elevado, sobre todo para aquellas cofradías que disponen de generadores de hielo. Pero la diferencia entre una y otras no sólo proviene de tener o no este servicio internalizado, la forma en la que se contrata el suministro de la electricidad resulta ser un factor determinante para una actividad que consume tanta energía. Por medio del estudio de campo que se ha realizado, se ha comprobado que algunas cofradías, por el hecho de ser “clientes cautivos”, pagan el kW/hora a 37 cts. de €, un precio muy alejado de la media de lo que ofrece una distribuidora normal del mercado eléctrico, lo que les genera un sobrecoste gravoso.

El peso de los gastos de personal es una de las partidas más elevadas y tiene una participación en el resultado final de gran importancia. El comportamiento de estos gastos es dispar, en algunas de las cofradías han acompañado al aumento o disminución del gasto total, sin embargo, otras han seguido una tendencia diferente, es decir, si ha aumentado el gasto general, el gasto de personal ha disminuido y viceversa (Gráficos 2.5 y 2.6).

Gráfico 2.5. Gastos

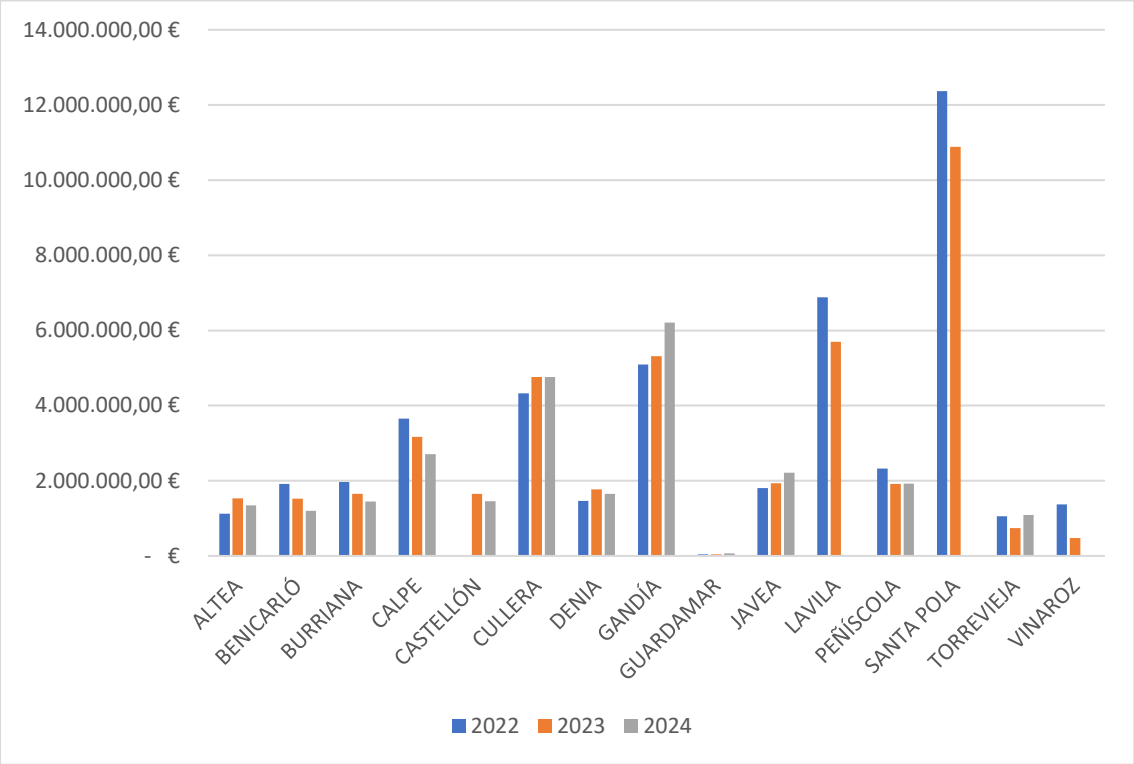


Figura 2.5. Gastos. Elaboración propia con los datos recibidos de las cofradías de 2022, 2023 y 2024.

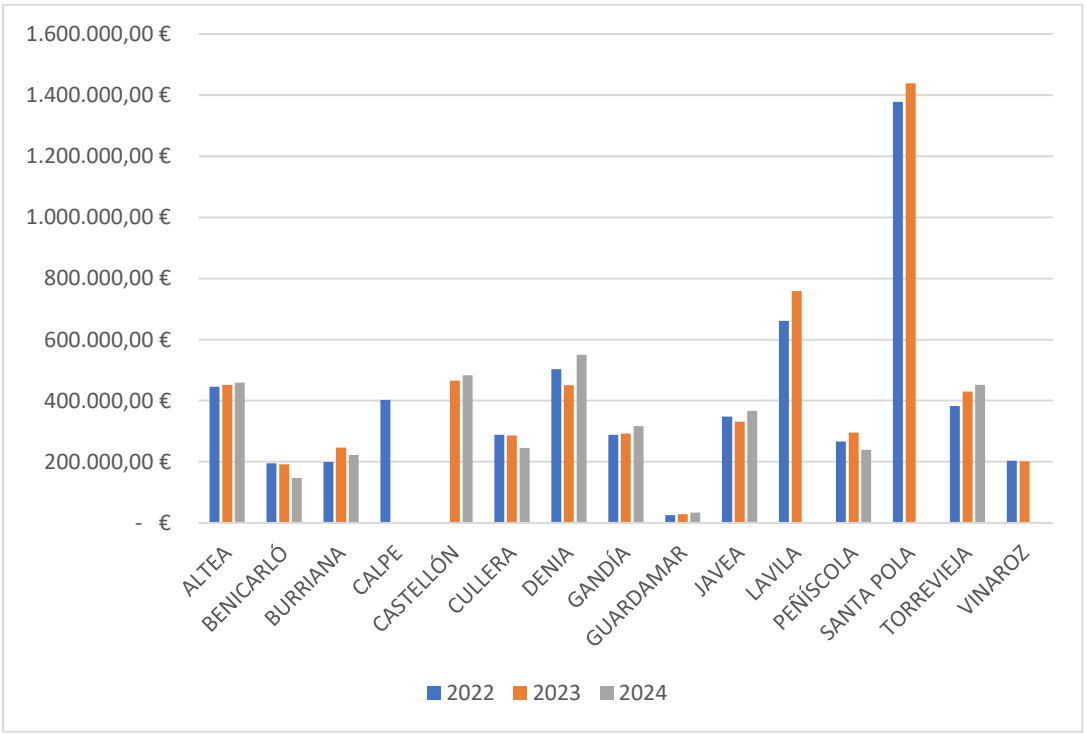


Figura 2.6. Gastos de personal, incluidas las cotizaciones sociales. Elaboración propia con los datos recibidos de las cofradías de 2022, 2023 y 2024.

Como se desprende de la interpretación de los datos del Gráfico 2.6, el peso de los gastos de personal respecto al total de gastos, en algunas cofradías llega a superar el 40%, mientras que en otras se sitúa entre el 10 y el 20 por ciento. Respecto a la relación de los gastos de personal con el tamaño de la cofradía, no se puede establecer una conclusión que ligue una variable con la otra, ya que algunas cofradías grandes tienen una menor participación de estos gastos sobre el total, pero otras no tienen el mismo comportamiento. Sin embargo, como se refleja en el gráfico, en las cofradías más pequeñas (Altea, Guardamar y Torrevieja) es destacable la importancia de esta partida de gasto. En este sentido, cobra importancia el concepto de *"economías de escala",* que implica que, cuanto mayor sea el tamaño de una empresa, menor será el coste por unidad producida.

Gráfico 2.7. Porcentaje de gasto de personal (incluidas las cotizaciones) sobre el total de gasto

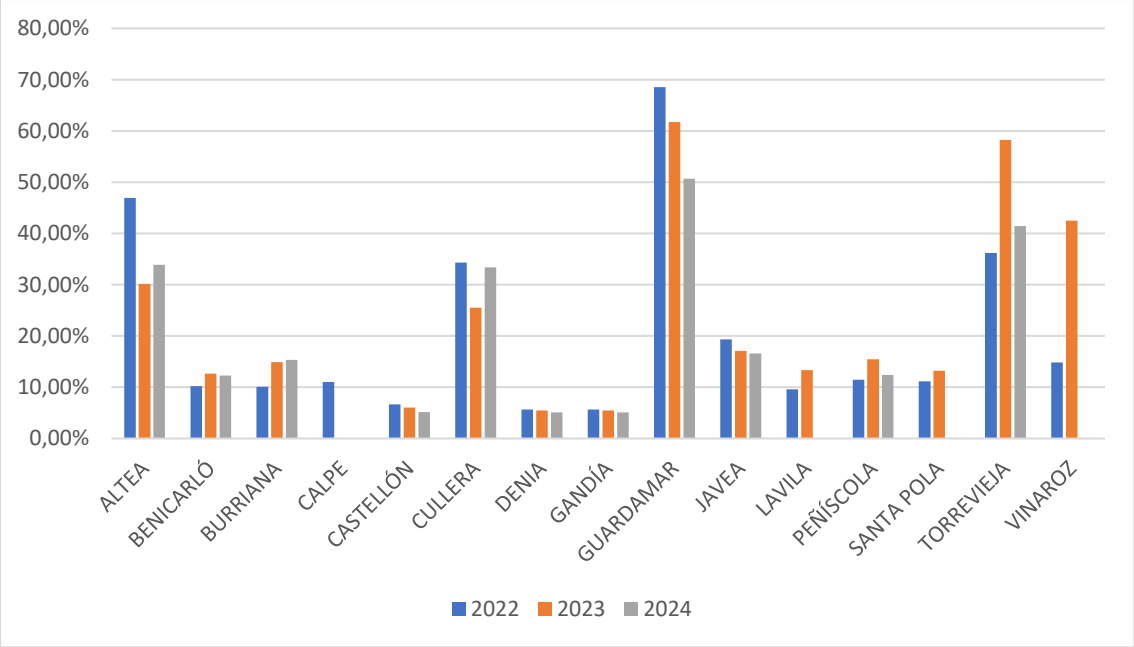


Figura 2.7. Porcentaje de gasto de personal (incluidas las cotizaciones) sobre el total de gasto. Elaboración propia con los datos recibidos de las cofradías de 2022, 2023 y 2024.

En lo referente al capítulo de la financiación, que normalmente supone una partida de gasto muy importante en las empresas privadas, de los resultados obtenidos se infiere que el peso de esta componente tiene una relevancia relativa para la mayoría de las cofradías. Por lo que los gastos financieros tienen un peso reducido respecto al total de resultados. Sin embargo, al analizar sus balances, se descubren partidas de endeudamiento importantes, que en situación de tipos de interés altos podría aumentar significativamente este gasto.

Resultados (pérdidas y ganancias)

Como se explicó en la introducción, las cofradías no son organizaciones que busquen el lucro, pero es conveniente para su buen funcionamiento que la cuenta de resultados se acerque lo más posible a resultados

positivos o de presupuesto equilibrado. El comportamiento de las diferentes cofradías analizadas mantiene sintonía en las conclusiones con los otros apartados. Algunas de las cofradías presentan resultados positivos mientras que otras incurren en pérdidas. En este sentido, no se encuentra sintonía ni por el tamaño de la cofradía ni por los años de estudio, ya que en los tres años estudiados se obtienen diferentes resultados.

Gráfico 2.8. Resultado de explotación.

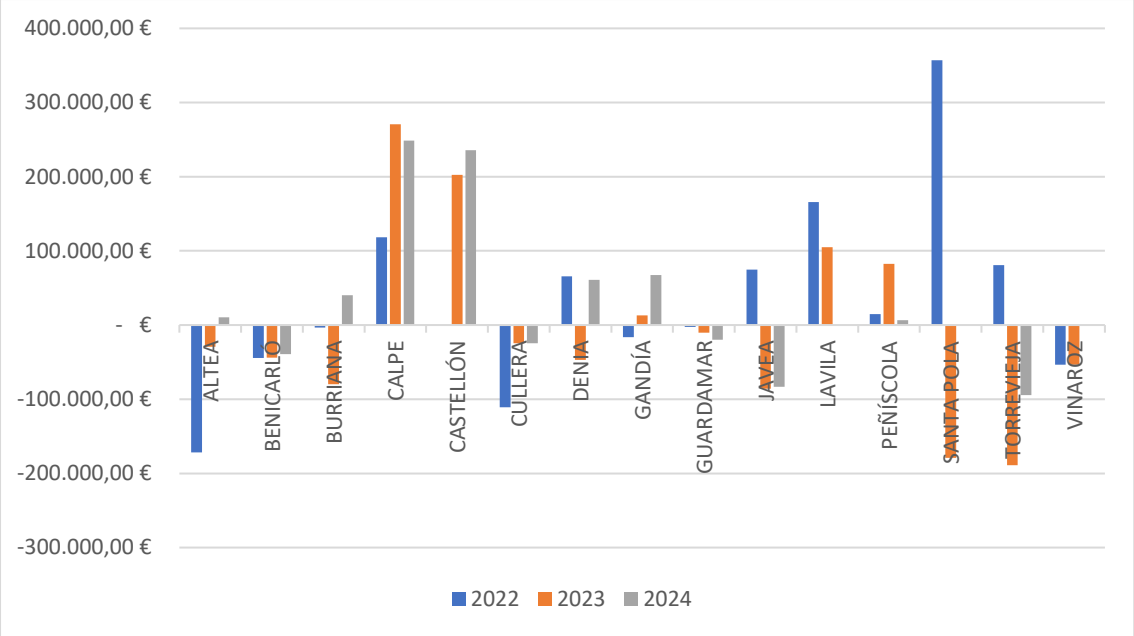


Figura 2.8. Resultado de explotación. Elaboración propia con los datos recibidos de las cofradías de 2022, 2023 y 2024.

Los resultados obtenidos por las cofradías en el período de referencia no han sido uniformes, un 40%, aproximadamente, de las cofradías han mejorado su cuenta de explotación. Por lo que sería complicado poder generalizar la tendencia para el subsector estudiado. En alguna de las cofradías ha habido una reducción importante de la actividad, lo que conlleva a una reducción en el volumen total de negocio, si bien esta reducción no tiene por qué haber generado un aumento de las pérdidas, como es el caso de Burriana y otras.

El resultado de alguna cofradía puede ser sorprendente, como es el caso de la cofradía de Santa Pola, donde se puede observar que presenta cifras elevadas de pérdidas en 2023 y beneficios en 2022, sin embargo, al estudiar su cuenta de resultados en profundidad, se observa que estas cifras son altas debido a resultados negativos y positivos, respectivamente, en el deterioro del inmovilizado, por lo que no supone una mejora o empeoramiento de los resultados provenientes de las operaciones de tráfico comercial habitual, de lo que no se puede inferir una mejora o empeoramiento económico de su actividad.

Es por esto por lo que resulta de interés realizar un análisis de la cuenta de resultados sin tener en cuenta estos resultados extraordinarios provenientes de la enajenación del inmovilizado. Así mismo, dentro de este enfoque, también se quitarán las subvenciones, de tal forma que los resultados resultantes sean más fieles a su realidad económica explotación.

Si se comparan los gráficos 2.8 y 2.9, se puede comprobar que el comportamiento del resultado obtenido sigue

las mismas conclusiones que en apartados anteriores, sería incorrecto deducir que, al quitar estas variables del análisis, todas las cofradías han obtenido el mismo tipo de resultado. Sí que se puede deducir, a la vista de los resultados, que las cofradías son en muchos casos deficitarias. De las trece cofradías analizadas y de los tres años estudiados, sólo un tercio de los períodos han obtenido resultados positivos. Este análisis refleja claramente las dificultades por las que pasa el sector, comprobando que, no solamente afecta a los armadores (como se concluyó en los estudios anteriores), sino que también las cofradías, muchas de ellas, presentan dificultad económica de funcionamiento. Cabe recordar que, para la actividad que desarrollan las cofradías, el objetivo que se busca va más allá de la obtención del citado beneficio económico, cumplen con un servicio que permite desarrollar la actividad del sector dentro de un marco regulador de mercado y de normas que, sin su trabajo, serían difícil aplicación.

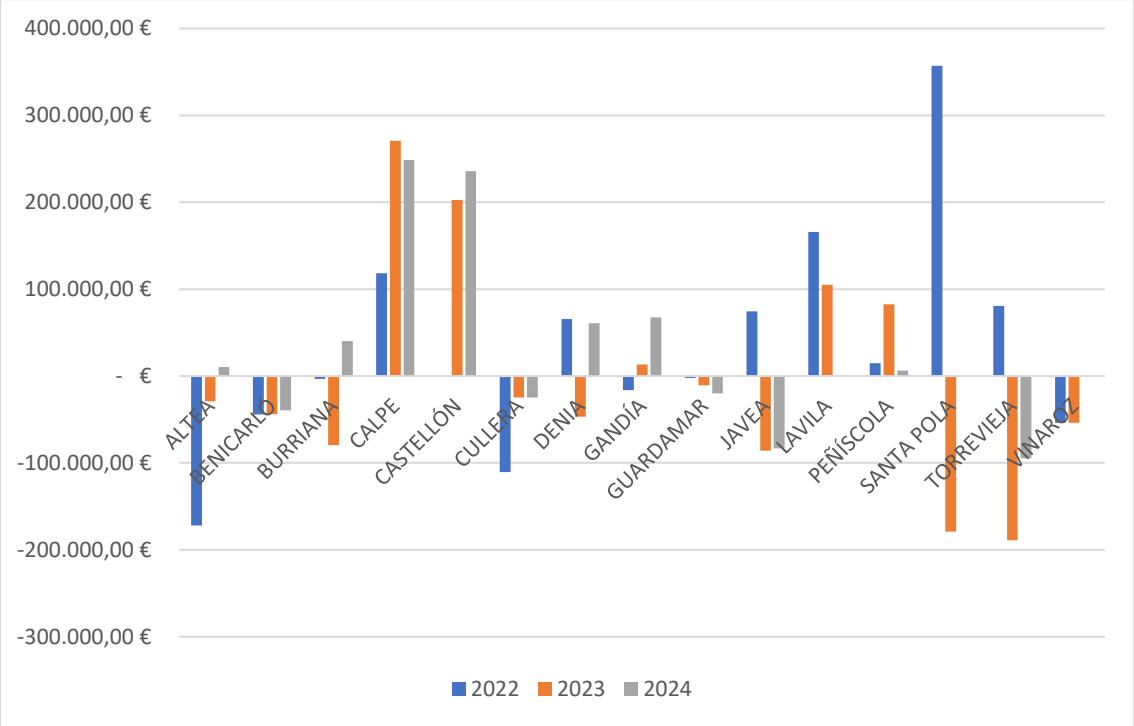


Figura 2.9. Resultado de explotación sin tener en cuenta las subvenciones ni los resultados extraordinarios. Elaboración propia con los datos recibidos de las cofradías de 2022, 2023 y 2024.

Según los datos obtenidos de las trece cofradías de estudio, sólo la cofradía de Calpe presenta un resultado positivo los tres años. Algunas de ellas, como las de Altea, Benicarló, Gandía o Guardamar, presentan pérdidas en todos los ejercicios contables.

Respecto al origen de los ingresos por los porcentajes sobre compras y ventas percibidos, existe un factor a la hora de realizar el cálculo que los relaciona con las toneladas de captura desembarcadas que debe tenerse en cuenta[10]. Para el caso de las cofradías donde se desembarca la pesca de modalidad de cerco, se da la

[10] Ello se desprende del análisis derivado de la evolución de ingresos y capturas por modalidades de pesca estudiadas en otras partes de este informe y que complementan el análisis realizado en este epígrafe reforzando nuestras conclusiones.

peculiaridad de que la flota que opera con este tipo de arte es itinerante, ya que faena donde se desplazan a lo largo del año los cardúmenes de especies más comunes como sardina, boquerón, caballa y otros. Esta flota está compuesta por embarcaciones que no sólo pertenecen a la Comunidad Valenciana, y el volumen de capturas desembarcado es muy elevado respecto a los otros tipos de especies capturadas por el resto de artes y flota de la comunidad. Sin embargo, el precio obtenido por kilogramo de captura y el valor añadido es inferior al de otras especies que tienen escaso volumen de pesca, pero tienen una elevada demanda, como lo suponen algunos crustáceos, en particular la gamba roja, cigala, langosta, cigarra de mar, y otras especies de peces como mero, dentón, lubina, dorada y algunas más.

Conclusiones

Este trabajo ha analizado fundamentalmente los estados contables de las cofradías valencianas en el periodo 2022, 2023 y 2024, periodo post pandemia.

Los datos han sido obtenidos directamente de las distintas cofradías con las dificultades de obtención de un panel balanceado, ya que hay años en los que no se ha podido recabar toda la información. No obstante, la muestra es representativa y consiguiendo con los datos obtenidos de esta fuente primaria conclusiones de relevancia para las distintas cofradías.

En primer lugar, cabe resaltar la discrepancia entre unas cofradías y otras. Unas con beneficios importantes y otras con pérdidas. También destaca la dependencia de algunas cofradías de las subvenciones, ya que sin estas incurrirían en pérdidas o en pérdidas mayores.

También hemos podido constatar la gran variabilidad de los porcentajes que cobran las cofradías a los armadores y compradores. No existe un porcentaje común y oscilan entre el 2% y el 6% al armador y entre el 0,5% y el 7% al comprado de unas a otras. Parece ser una tendencia constatable que aquellas que más ingresos tienen son las que menores porcentajes cargan a armadores y compradores.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido financiado por la Generalitat Valenciana a través convenio con la Universidad de Alicante para la realización de estudios e investigación en materia pesquera en aguas frente a la Comunitat Valenciana

Análisis económico-financiero de las empresas pesqueras de la Comunidad Valenciana en el contexto del plan Demersal y el impacto económico de los conflictos geoestratégicos

Fernando Merino[1], Adelaida Lillo[2], Jorge Mora[2], Covadonga Ordoñez2
1 Universidad de Murcia
2 Universidad de Alicante

Introducción

Desde la irrupción de la pandemia de COVID-19 son muchos los shocks que ha sufrido la economía española que lógicamente también han afectado al sector pesquero. Sin embargo, el sector pesquero ha tenido que afrontarlos en un contexto caracterizado por elementos específicos que van desde las especificidades del mismo que hace que el precio de la energía suponga una parte más importante de sus costes, los efectos de la normativa (con el conocido Plan Demersal que regula las capturas totales, y los días en los que es posible pescar, etc) los cambios en la demanda de los consumidores o la mera evolución biológica de los caladeros.

Todo ello tiene un impacto importante en la rentabilidad económica del sector. No puede olvidarse que, más allá de la existencia de recursos marinos que puedan extraerse, la viabilidad del sector depende de la viabilidad económica de la actividad. En un contexto de costes crecientes, limitaciones al desarrollo de la actividad, y una demanda sin un dinamismo importante, es necesario prestar especial atención a la situación económica de las empresas del sector.

En este trabajo se estudia la evolución de los resultados económicos de las empresas pesqueras de la Comunidad Valenciana entre 2018 y 2024 con el fin de proporcionar una información actualizada sobre la situación de las mismas. Se parte de la información contable de las empresas del sector pesquero (CNAE0311), complementada por el registro de flota, con el fin de poder diferenciar la situación de las empresas en función de las artes de pesca que utilizan. El periodo analizado empieza en 2018, antes de la pandemia, con lo que se tiene un periodo de referencia ya suficientemente lejano de los impactos de la crisis financiera de 2007-2008, y termina en 2024 con los últimos datos disponibles en el momento de realizar ese trabajo.

El trabajo se organiza como sigue: En la siguiente sección de presenta la metodología de análisis para, a continuación, presentar las características más relevantes de estas empresas. El trabajo continúa con un análisis de las principales ratios que miden la rentabilidad económico-financiera de las empresas del sector y continúa con la estructura de costes con las limitaciones que la contabilidad impone pero que permiten obtener una idea clara de la situación de las empresas. Finalmente, se presenta un resumen de las principales conclusiones.

Metodología

Con el fin de tener una imagen de la situación económica de las empresas se parte de parte de las cuentas anuales que obligatoriamente tienen que depositar en los Registros Mercantiles. Esta información es procesada y sintetizada en el Sistema de Análisis de Balances Ibéricos (SABI) siendo esta la fuente de información utilizada. En dicha fuente se han seleccionado todas aquellas empresas que tienen como actividad principal la que se corresponde con la CNAE 0311: Pesca marina y sede social en la Comunidad Valenciana. Conviene señalar que la actividad de la acuicultura es diferente de la actividad pesquera y las empresas de este sector no quedarán incluidas en este trabajo.

Esta delimitación tiene consecuencias importantes que es necesario destacar. En primer lugar, estas empresas

pueden realizar actividades económicas que se encuadren en otro sector (p. ej. Comercialización de productos, operaciones de mantenimiento de maquinaria a terceros, etc.). La contabilidad oficial no desagrega la actividad de las empresas en función de las distintas actividades que realizan, por lo que la información se refiere a la actividad global de la empresa. Sin embargo, dado el tamaño de las empresas de la Comunidad Valenciana y el tipo de operaciones que éstas realizan, las actividades diferentes a la de la pesca deben suponer una parte muy pequeña en su volumen de negocio. De la misma forma, aquellas empresas cuya actividad principal no fuese la CNAE 0311, pero que tuviesen la pesca marina como actividad secundaria quedarían excluidas del análisis. La base de datos permite conocer cuántas empresas tienen esta actividad como secundaria, observándose que no se trata de un fenómeno tan extendido como para que pudiese modificar la perspectiva de las empresas del sector que son detectadas a partir de su actividad principal.

En segundo lugar, la localización de la sede social puede condicionar también los resultados. Como se ha señalado, se han tomado todas aquellas empresas cuya sede social esté ubicada en la Comunidad Valenciana. Aquellas empresas que realicen parte de su actividad fuera de las aguas de la comunidad, tendrían resultados económicos derivados de la situación de aquellos lugares, diferentes de la realidad de las aguas costeras valencianas, sobre todo en lo que se refiere a recursos existentes. De la misma forma, empresas de otros lugares que operasen frente a la Comunidad Valenciana obtendrían parte de sus resultados en función de la situación de los caladeros de la comunidad que no quedarían reflejados en la situación económico-financiera de la información recogida de las empresas cuya sede social radica en la Comunidad Valenciana. Este factor, al igual que el de la consideración dentro del sector no parecen estar tan extendidos para poner en duda que la situación económico-financiera de las empresas estudiadas refleja en gran medida los recursos existentes en las aguas de la Comunidad Valenciana.

Un último elemento metodológico que destacar es el que hace referencia a la población de empresas. Una vez excluidas aquellas empresas que, según queda recogido en SABI, en el Registro Mercantil aparecen en proceso de extinción, o aquellas que no han depositado sus cuentas (lo que, al ser obligatorio, sugiere que se encuentran en proceso de disolución o extinción societaria) la muestra es de 105 empresas para el periodo 2018-2024. Sin embargo, estas 105 empresas no están en el panel estudiado a lo largo de todo el periodo. En algunos casos porque han desaparecido a lo largo de estos seis años, en otros porque en alguno no han depositado sus cuentas por algún motivo, en el caso de los datos para el año 2024 porque en el momento de la recogida de la información (octubre de 2025) ésta aún no había sido depositada en el Registro Mercantil o procesada, depurada e incluida en SABI. Como consecuencia, la comparación de lo que ocurre al total de empresas con información disponible puede generar importantes sesgos derivados del *efecto composición*. Para evitarlo, en varios de los indicadores relevantes se presentan los datos con muestra común para cada par de años. Es decir, cuando se presenta la variación entre 2018 y 2019, sólo se incluyen las empresas cuya información está disponible para este par de años y, cuando a continuación se recoge la variación entre 2019 y 2020 se refiere únicamente a las empresas que están en este par de años, algunas de las cuales (aquellas para las que no hay información en 2018) no forman parte de las que han dado lugar en cada año al dato anterior. La alternativa sería formar un panel común de empresas cuyos datos estén los seis años objeto de estudio, pero esto supondría reducir el total de empresas estudiadas a menos de la mitad, con una pérdida de información importante.

Características de las empresas de pesca marina de la Comunidad Valenciana

El primer elemento importante a mostrar es el número de empresas y su tamaño. De las 105 empresas que se han establecido para el análisis, 82 tenían datos de la cifra de Ingresos de explotación en 2018 y 62 en 2024. El

hecho de que en 2023 el número de empresas para las que se cuenta con esta información sea de 83 aconseja centrarse en 2023 para conocer el tamaño de las empresas del sector pesquero de la Comunidad Valenciana.

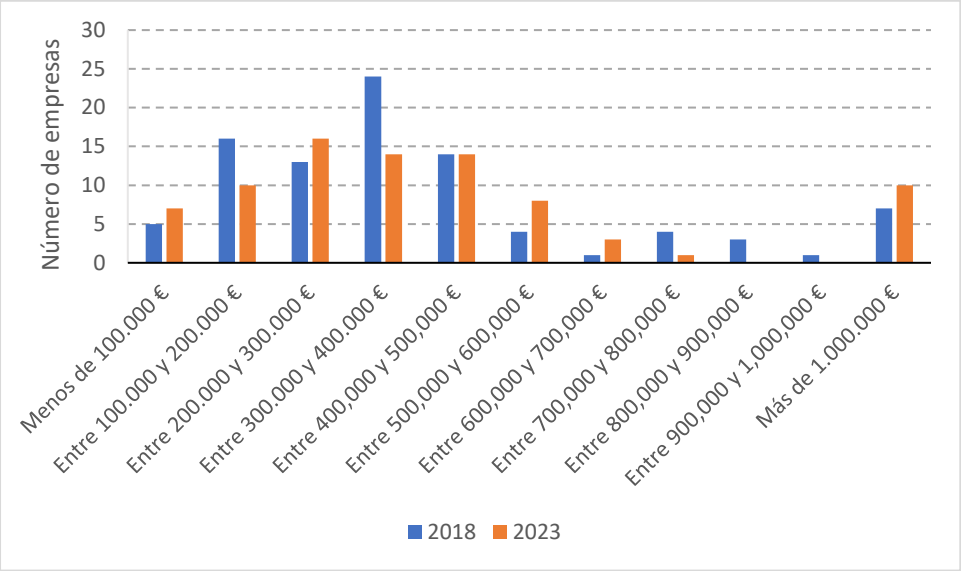


Figura 1. Distribución de empresas por tamaño (ingresos de explotación anuales). Fuente: SABI

Como se puede ver en el gráfico 1, se trata de empresas de tamaño reducido (en 2018 más del 78% no llegaba a facturar 500.000 €) y muy pocas las que alcanzan una dimensión apreciable (sólo siete empresas llegaron a facturar un millón de euros en el mencionado año). El 57.6% de las empresas tuvo unos ingresos de explotación entre 100.000 y 400.000 euros en 2018, lo que refuerza la idea presentada. El otro fenómeno relevante es el que se desprende de la evolución a lo largo de este periodo de tiempo. En 2023 el porcentaje de las que no alcanzaban el medio millón de euros de ingresos de explotación se redujo en casi cinco puntos porcentuales, al 73.6%. De la misma forma, en el otro extremo se observa un crecimiento del porcentaje de empresas cuyos ingresos de explotación supera el millón de euros, pasando del 7,6% al 12%, resultado de que tres empresas más superen este umbral. En todo caso, hay que tener en cuenta que se trata de la evolución de una variable de carácter nominal, por lo que parte del crecimiento de la cifra de negocios se explicará por la evolución de los precios y no solo por un mayor volumen de actividad.

El otro elemento relevante para caracterizar las empresas del sector pesquero hace referencia a las artes de pesca utilizadas para estas empresas. Esta no es una información que conste en la contabilidad depositada en el Registro Mercantil, y ha sido obtenida por el equipo de trabajo a partir de datos obtenidos en las cofradías, información puntual, etc. Ello ha permitido conocer las artes utilizadas por estas empresas que, como se puede ver en el gráfico 2 están dominadas por las técnicas de arrastre en casi tres cuartas partes de las empresas distribuyéndose el resto prácticamente por igual entre la utilización de artes menores y cerco, siendo un porcentaje marginal el que utiliza otras artes de pesca.

Gráfico 2: Distribución de las empresas activas según las artes de pesca utilizadas.

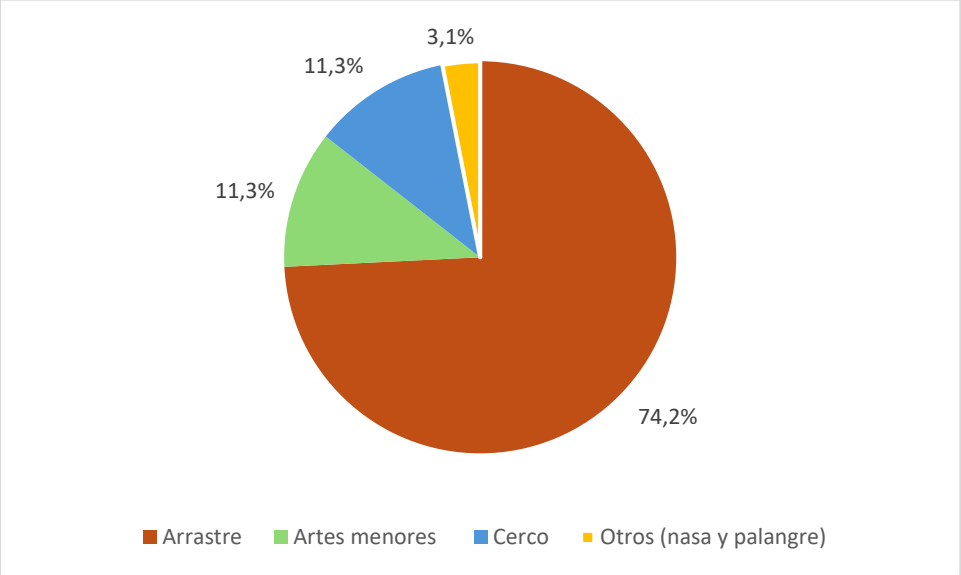


Figura 2. Distribución de las empresas activas según las artes de pesca utilizadas. Fuente: SABI y Elaboración propia.

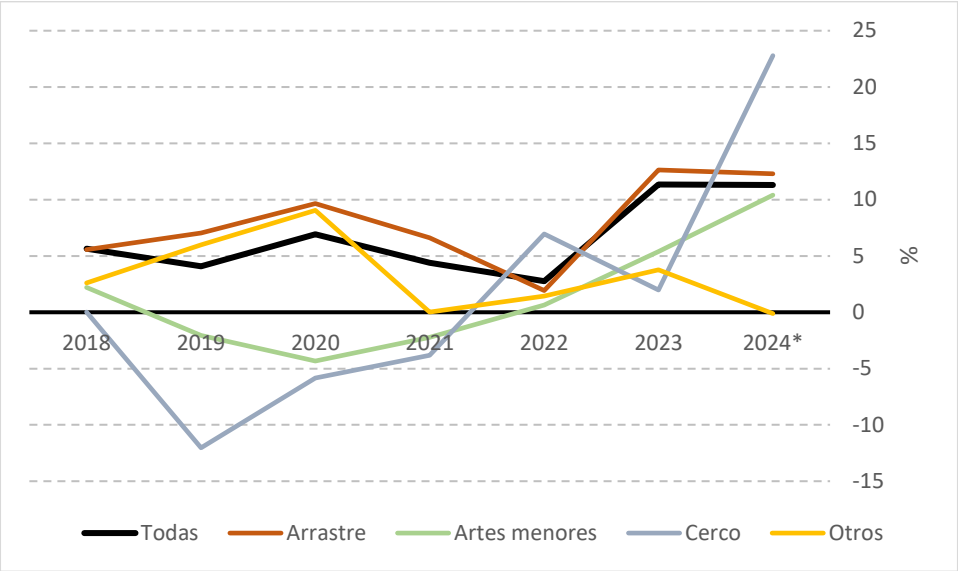
Nota: Sólo consta una empresa que utilice dos artes, y ha sido excluida del gráfico

Evolución de la rentabilidad

La rentabilidad, como elemento clave para la supervivencia de las empresas, constituye el elemento central del estudio de su situación para caracterizar el sector de pesca marina. Se aborda la rentabilidad utilizando los tres indicadores habituales: rentabilidad económica, financiera y sobre el activo total.

La primera parte del gráfico 3 muestra la evolución de la rentabilidad económica tanto para el total como diferenciándolas en función de las artes de pesca que utilizan. Hasta 2022 la tendencia es claramente decreciente, situándose en el 2,8% en 2022, valor realmente bajo y probablemente insuficiente para el sostenimiento de muchas de las empresas del sector. Estos datos se pueden ver complementados por el hecho de que, en ese año, casi un tercio (el 32,2%) de las empresas tuvo una rentabilidad económica negativa. Sin embargo, a partir de 2023 se observa un cambio de tendencia que parece mantenerse en 2024 con los datos provisionales disponibles. En este último año la rentabilidad económica media supera el 10% y el porcentaje de empresas con rentabilidad económica negativa se reduce al 13%. Como se ha señalado al inicio de este epígrafe (véase gráfico 2) casi tres cuartas partes de las empresas se dedican a la pesca de arrastre, por lo que el perfil de este grupo es semejante. explica que su perfil es prácticamente coincidente con el de las empresas que pescan por arrastre. Las empresas que utilizan otras artes son las que tienen una menor rentabilidad y no parecen experimentar la mejora en la rentabilidad de los últimos años, si bien hay que tener en cuenta que se trata únicamente de tres empresas (dos con datos disponibles para 2024) por lo que no debe descartarse que cualquier otro elemento específico de estas empresas explique su evolución y no sólo los que sean propios de los recursos pesqueros que se explotan con estas artes o la situación del mercado del producto obtenido.

a) Valores medios de la rentabilidad económica de todas las empresas presentes en la muestra



b) Evolución de la rentabilidad económica (muestra común para cada par de años)

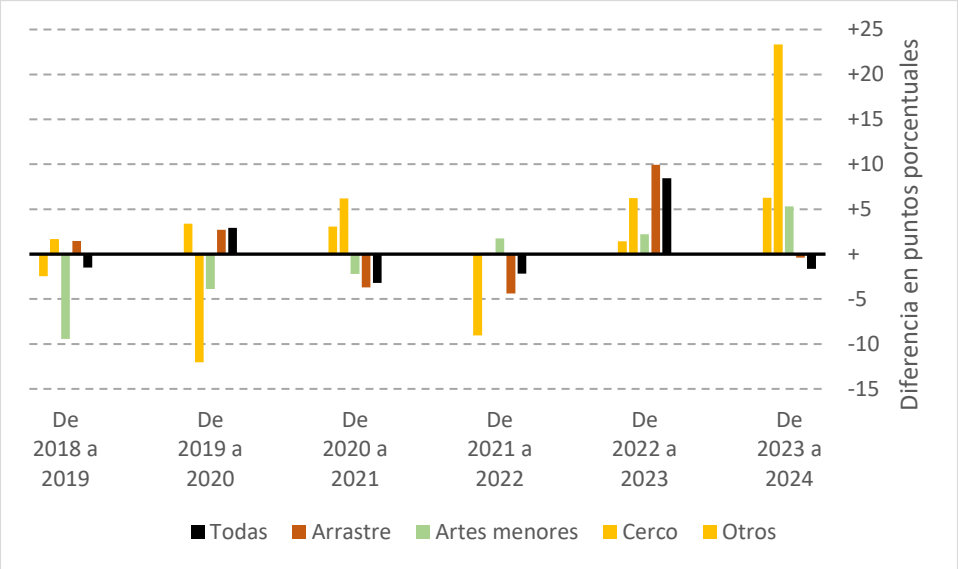


Figura 3. Rentabilidad económica para el total de empresas en cada año. Fuente: SABI

Nota: * Los datos del año 2024 están obtenidos con un conjunto más reducido de empresas, por lo que es necesario ampliar la muestra para garantizar su representatividad

Como se explicó en la parte metodológica del trabajo, el análisis presentado no permite proporcionar una información clara de qué ha ocurrido a las empresas entre un año y otro, debido al efecto composición. Para evitarlo, en la segunda parte del gráfico se complementa la información anterior y permite conocer qué ha

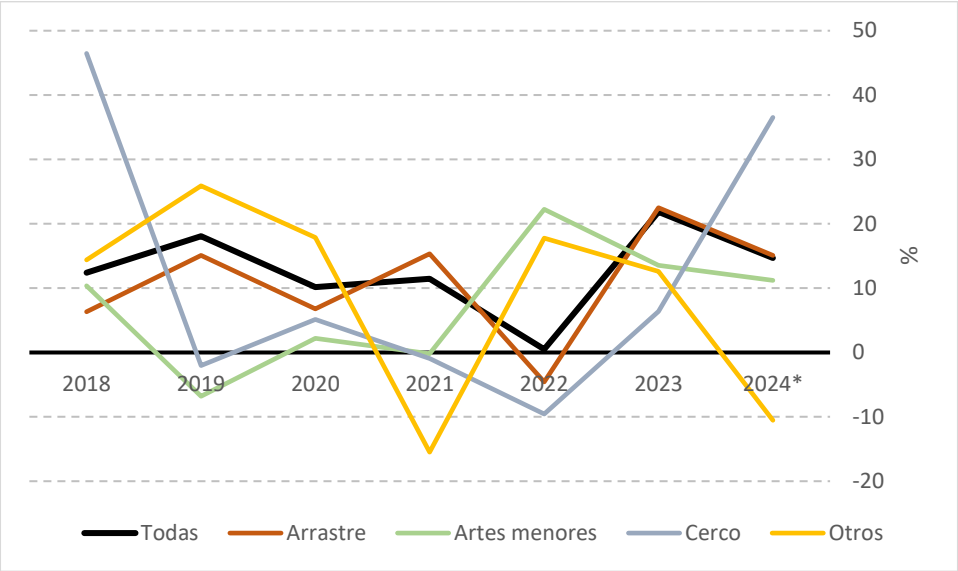
ocurrido cada año para el mismo conjunto de empresas. Como se puede observar, el perfil general que se había observado para el total de las empresas en la primera parte del gráfico se confirma cuando la comparación para cada par de años se hace con la misma muestra de empresas. Tras el importante crecimiento de la rentabilidad en el año 2020 (de más de tres puntos porcentuales), los años siguientes pasan a tener un comportamiento totalmente diferente. Entre 2020 y 2022, se constata una evolución negativa notable (con una reducción en la rentabilidad para las mismas empresas de más de tres puntos porcentuales en 2021 y de más de dos en 2022). Sin embargo, en 2023 esta caída de los años anteriores se ve más que compensada por un fuerte crecimiento de la misma en 2023 (de más de ocho puntos porcentuales para las mismas empresas) que, con los datos disponibles para 2024 sólo tiene una ligera reducción. La mayor volatilidad parece estar en las empresas dedicadas al cerco, mientras que las que utilizan las artes menores son las que han seguido la pauta descrita para el total de una forma más suave.

El gráfico 4 muestra los valores medios de la rentabilidad financiera en cada año. Al igual que se observó con la rentabilidad económica, hasta 2022 las empresas del sector estuvieron sumidas en una tendencia decreciente que llevó a una situación de una rentabilidad financiera próxima a cero. El endeudamiento de las empresas, la mayor carga de intereses que supone la subida de tipos de interés, sobre todo en 2022 explicarían esta situación. Sin embargo, los datos de 2023 muestran un cambio notable, aumentando la rentabilidad de forma importante, situación que, aunque en valores menores, se mantiene en 2024. Cabe, por tanto, concluir que en los dos últimos años las empresas han logrado revertir la tendencia anterior, situándose en valores que pueden considerarse aceptables y suficientes para proporcionar unos resultados financieros sólidos.

El estudio de los cambios anuales en la rentabilidad financiera de las empresas (segunda parte del gráfico 4) confirma la recuperación de la misma en 2023, que se ve atenuada en 2024 si bien con la necesaria cautela por recoger este resultado la situación de 60 empresas en lugar de las 81 del año anterior.

La visión conjunta de la rentabilidad económica y financiera nos permite concluir que efectivamente, a partir de 2023 se está deshaciendo la tendencia negativa en cuanto a resultados de las empresas del sector, especialmente grave cuando se añaden las cargas financieras que soportan las empresas. Además de los resultados ya reseñados, puede señalarse que mientras que en 2022 el 15% de las empresas del sector tenían una rentabilidad negativa, en 2023 este porcentaje se reduce a la mitad, siguiendo la reducción en 2024 con los datos disponibles.

a) Valores medios de la rentabilidad financiera de todas las empresas presentes en la muestra



b) Evolución de la rentabilidad financiera (muestra común para cada par de años)

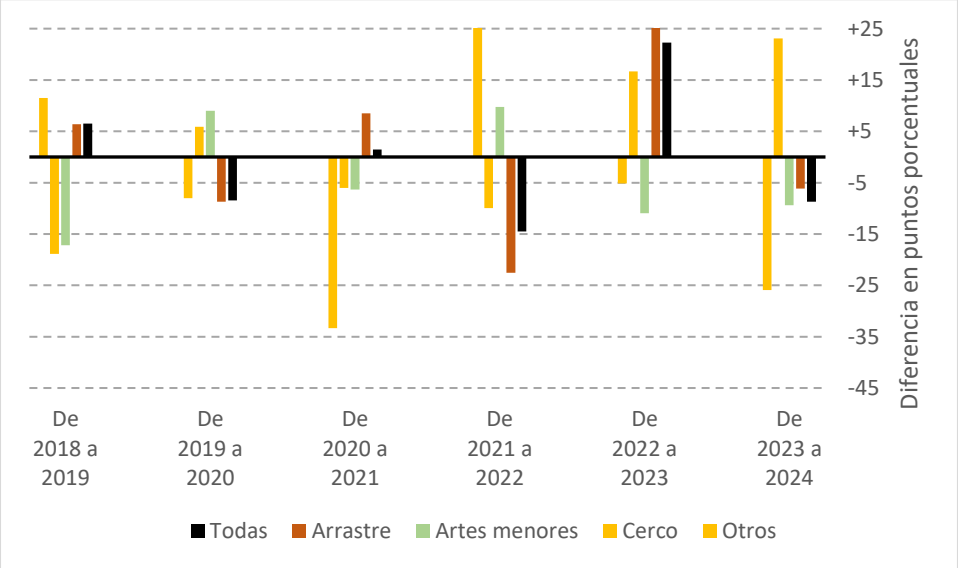


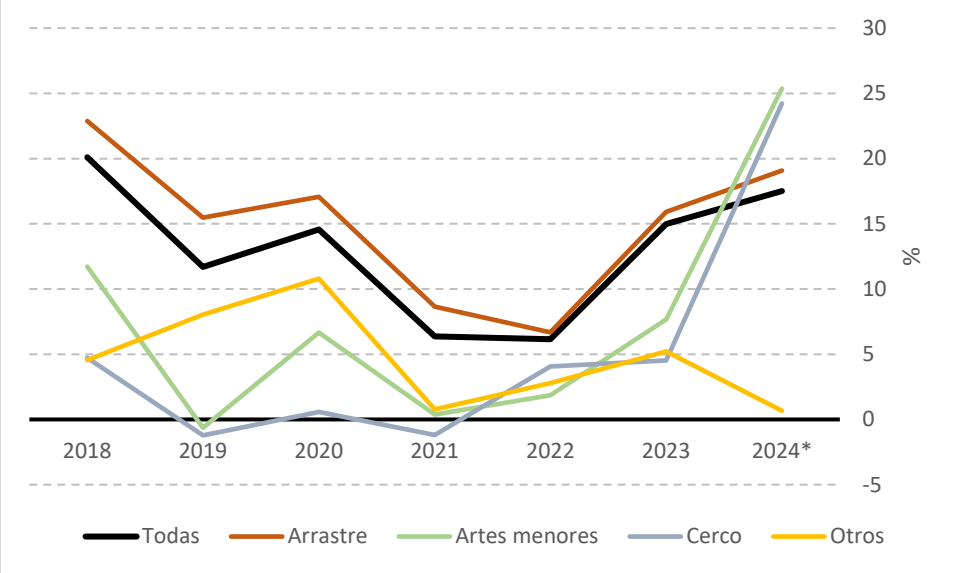
Figura 4. Rentabilidad financiera para el total de empresas en cada año. Fuente: SABI

Nota: * Los datos del año 2024 están obtenidos con un conjunto más reducido de empresas, por lo que es necesario ampliar la muestra para garantizar su representatividad

El estudio de la rentabilidad empresarial se complementa con el de la rentabilidad sobre el capital empleado por las empresas recogido en el gráfico 3.5A. En la primera parte se observa, lógicamente, la misma disminución que se detectó en términos de rentabilidad económica y financiera hasta el año 2022 con el repunte en el año 2023 que parece consolidarse en el año 2024 con los datos provisionales disponibles. En este aspecto puede señalarse que las empresas dedicadas a la pesca de arrastre son las que tienen un mejor comportamiento y aunque la reducción en la rentabilidad en el año 2021 fue importante, a partir del año 2023 lograron recuperarla hasta

situarse en valores semejantes a los de 2018. El estudio de la evolución para el conjunto de empresas que permanecen en cada par de años, confirma la importante recuperación se produjo en 2023 y que parece haberse consolidado en 2024, llevando a una rentabilidad sobre capital empleado en los últimos años en el intervalo del 15-17%.

a) Valores medios de la rentabilidad sobre capital empleado de todas las empresas presentes en la muestra



b) Evolución de la rentabilidad sobre capital empleado (muestra común para cada par de años)

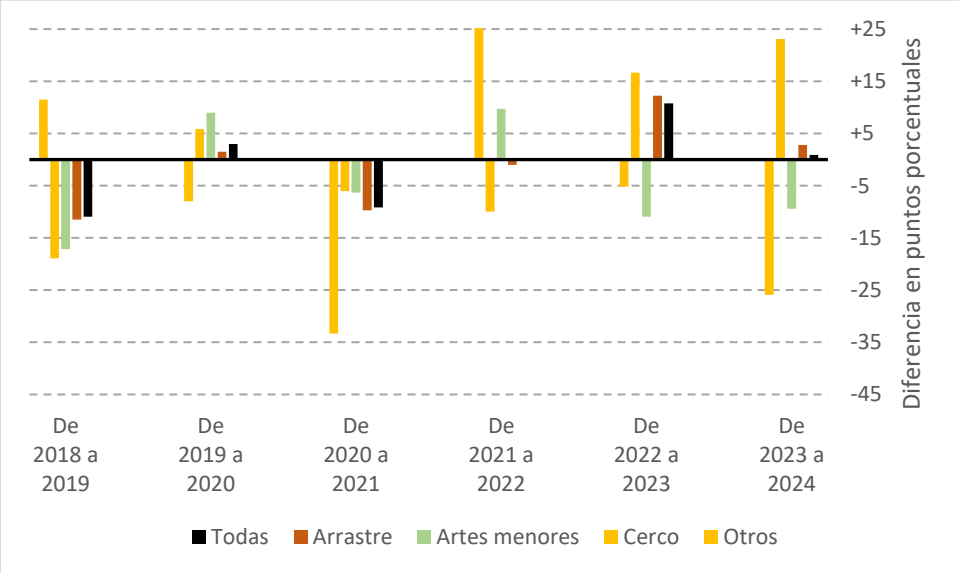


Gráfico 5: Rentabilidad sobre capital empleado para el total de empresas en cada año. Fuente: SABI

Nota: * Los datos del año 2024 están obtenidos con un conjunto más reducido de empresas, por lo que es necesario ampliar la muestra para garantizar su representatividad

Estructura de costes

El análisis de la evolución de la rentabilidad se complementa con la de la evolución de las principales partidas de costes: compras de mercaderías y materias primas por un lado y gastos de personal por otros. De nuevo, es necesario llamar la atención sobre el hecho de que los valores presentados son, como no puede ser de otra forma, el resultado del seguimiento de la normativa contable. Así, por ejemplo, retribuciones a la fuerza de trabajo que se incorporara a la empresa a través de la subcontratación con otra empresa, se contabilizaría como servicios exteriores contratados y no como gastos de personal, o casos de retribuciones que pudieran tener una contabilización específica.

El gráfico 6 recoge la evolución del peso que supone el consumo de mercaderías (donde se incluye tanto el combustible como otros elementos precisos para la labor que desarrollan las empresas) sobre los ingresos de explotación. Como se puede observar esta cifra se situaba en torno al 15% en los primeros años estudiados para crecer notablemente en 2022 (probablemente como consecuencia del encarecimiento del precio de los productos energéticos derivados de la invasión rusa a Ucrania) con una reducción en 2023 que no llega a compensar dicha subida, probablemente por el crecimiento de otros factores productivos. De hecho, en 2024 se detecta un ligero repunte. Es destacable la diferencia en función de las artes de pesca utilizadas, con valores muy inferiores para el caso de aquellas empresas que utilizan el cerco (para las que no llega a superar el 10%) lo que se deriva de la propia naturaleza del arte de pesca que, al no tocar las redes el fondo, se deteriora mucho menos que en el arrastre y muy superiores en el caso de las otras artes empleadas (nasas y palangre) si bien hay que tener en cuenta que el número de empresas es muy reducido y puede deberse a otros factores.

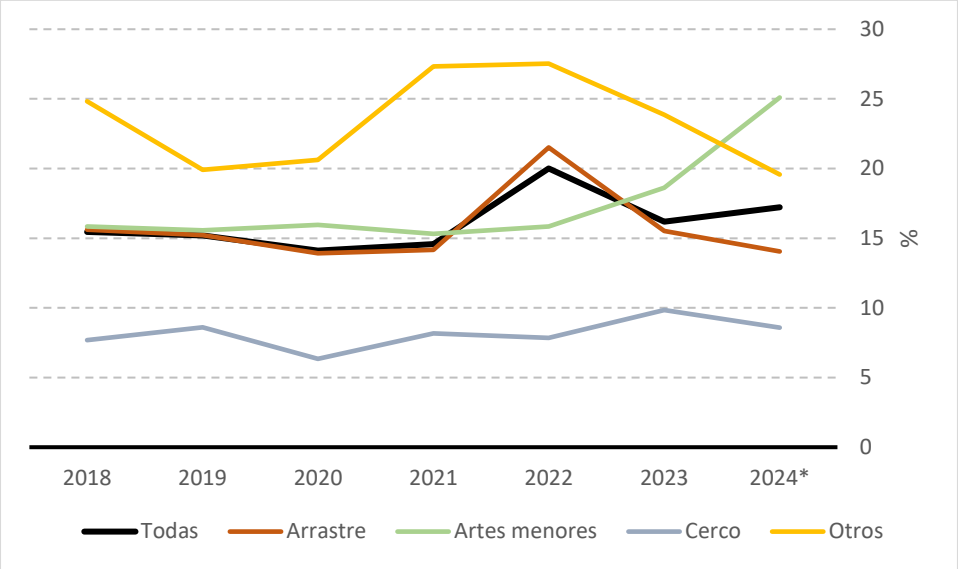
Las diferencias en cada año para una muestra común de empresas recogida en el gráfico 6 ratifica la estabilidad hasta 2022, y el importante repunte (de más de cuatro puntos porcentuales) en 2022, probablemente debido al crecimiento de precios de los combustibles que siguió a la invasión rusa a Ucrania y que no llega a compensarse con la reducción de 2023. Este comportamiento es más extremado en el caso de las empresas que pescan utilizando el arrastre, probablemente debido a elementos intrínsecos a esta forma de pescar, las distancia a recorrer para alcanzar las zonas de pesca y los materiales que se utilizan. En todo caso, debe recordarse indicarse que el conjunto de las empresas que utilizan “otras artes” (nasas y palangre) está formado por 2-3 empresas cada par de años.

En una actividad como la pesquera, la principal partida de gastos son los costes de personal. Como se puede ver en el gráfico 3.7A esta partida se sitúa en el 40% de los ingresos de explotación con una reducción en 2022, por el mayor peso de los costes de comparas de mercaderías explicado anteriormente. Tras aquel año, se observa una paulatina vuelta a los valores normales, sore todo en el caso de las empresas de arrastre que son la mayor parte del sector. Las empresas que utilizan otras artes, mantienen el peso de los costes de personal por debajo de los valores iniciales.

Gráfico 6: Evolución del peso del importe del consumo de mercaderías sobre el total de ingresos de explotación

para el total de empresas en cada año

a) Valores medios del peso del importe del consumo de mercaderías sobre el total de ingresos de explotación sobre capital empleado de todas las empresas presentes en la muestra



b) Evolución del peso del importe del consumo de mercaderías sobre el total de ingresos de explotación sobre capital empleado (muestra común para cada par de años)

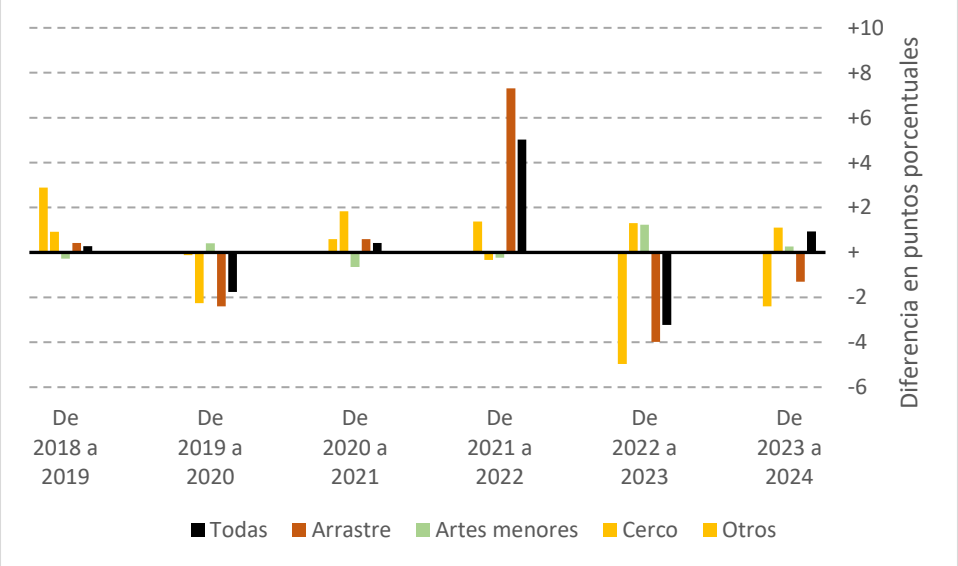
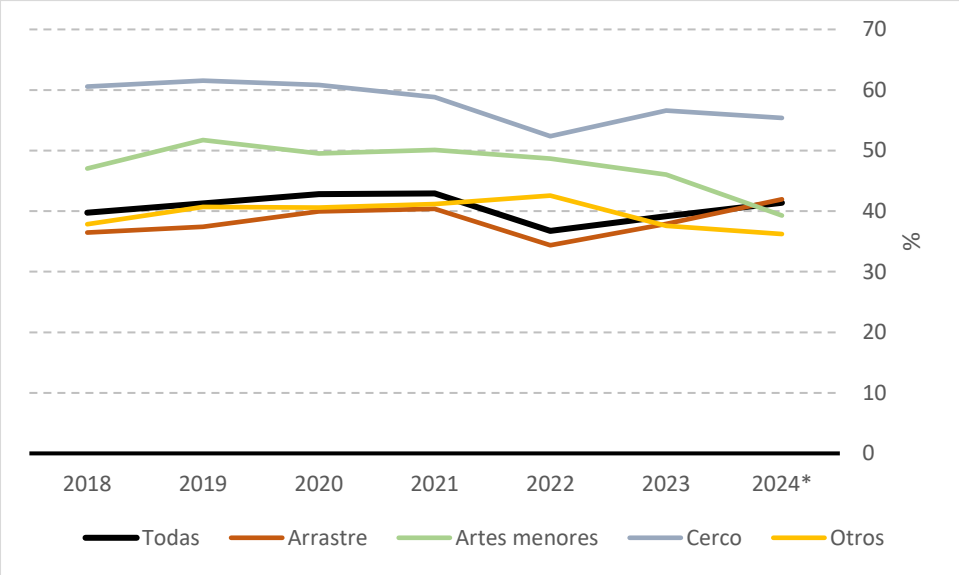


Figura 6: Evolución del peso del importe del consumo de mercaderías sobre el total de ingresos de explotación para el total de empresas en cada año. Fuente: SABI

Nota: * Los datos del año 2024 están obtenidos con un conjunto más reducido de empresas, por lo que es necesario ampliar la muestra para garantizar su representatividad

Gráfico 7: Evolución del peso del importe de los gastos de personal sobre el total de ingresos de explotación para el total de empresas en cada año

a) Valores medios del peso del importe de los gastos de personal sobre el total de ingresos de explotación sobre capital empleado de todas las empresas presentes en la muestra



b) Evolución del peso peso del importe de los gastos de personal sobre el total de ingresos de explotación sobre capital empleado (muestra común para cada par de años)

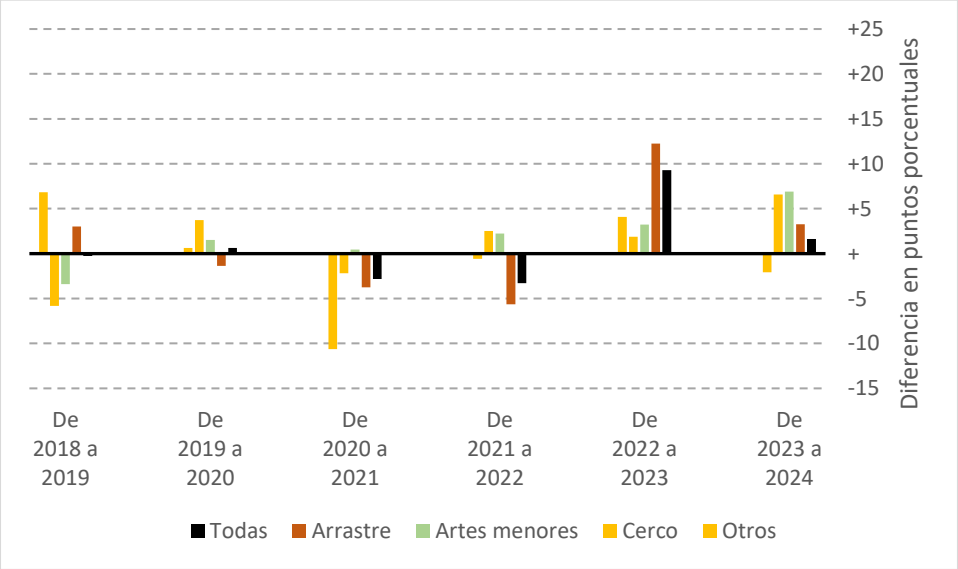


Figura 7: Evolución del peso del importe de los gastos de personal sobre el total de ingresos de explotación para el total de empresas en cada año. Fuente: SABI

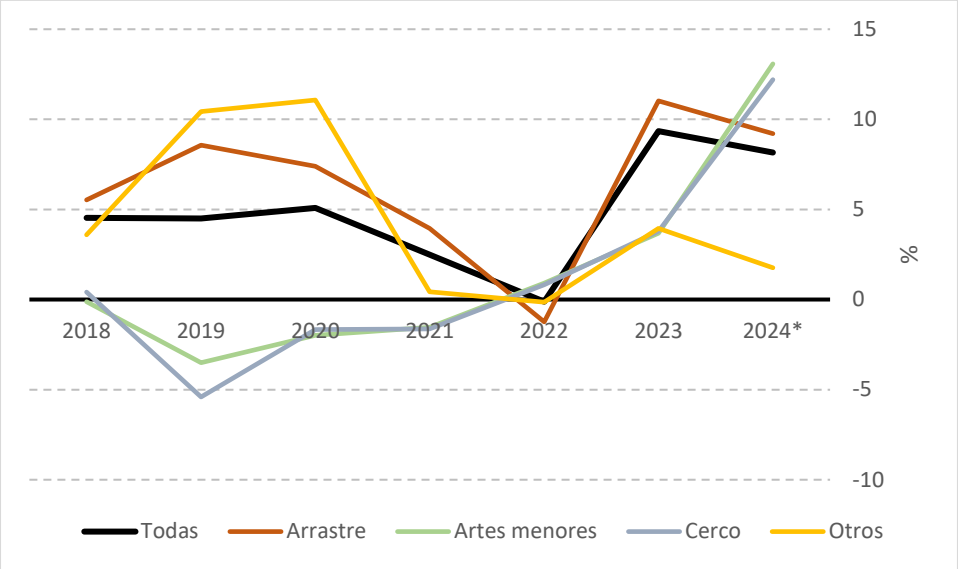
Nota: * Los datos del año 2024 están obtenidos con un conjunto más reducido de empresas, por lo que es necesario ampliar la muestra para garantizar su representatividad

La comparación del peso que tiene la partida de gastos de personal en el total de los ingresos para las mismas empresas recogida en el gráfico 7 muestra la tendencia al crecimiento de esta hasta 2021 aunque muy moderada que se revierte en 2022 por el crecimiento de los gastos en la adquisición de mercaderías. Tras este shock, el peso de los gastos de personal en los ingresos de explotación crece notablemente (casi diez puntos porcentuales en 2023 para las mismas empresas) y lo hacen ligeramente en 2024. Puede destacarse también que las empresas que utilizan el arrastre tienen una mayor volatilidad (pareja, aunque en sentido contrario al peso de las compras de mercaderías), mientras que las de cerco son las más estables, aunque en el último año han aumentado su peso casi en cinco puntos porcentuales.

Las adquisiciones de mercaderías y los costes de personal suponen, conjuntamente más del 50% de los ingresos de explotación, repartiéndose el resto en la adquisición de servicios a otras empresas (desde el mantenimiento de buques a servicios de carácter administrativo), el pago de tributos o la amortización del inmovilizado. Finalmente, el resultado ordinario, tiene el carácter de residuo una vez cubierto el resto de partidas que deben sufragarse. Aunque la rentabilidad ya se ha analizado en la sección anterior, analizar el importe de los resultados ordinarios en relación con los ingresos ordinarios permite completar la distribución de los recursos que la empresa ha generado. En el gráfico 8 se muestra la evolución de dicha partida, observándose que hasta 2021 se situaba en el entorno de los cinco puntos porcentuales sufriendo una importante caída en 2022 (de la mano del incremento del peso de los costes) que también se tradujo en una caída de la rentabilidad económica y financiera. Sin embargo, los resultados muestran que en 2023 esta cifra se recupera, superando el 9 por ciento y se mantiene en valores elevados, con los datos provisionales disponibles, en 2024. Para el conjunto de empresas que utilizan artes menores y cerco (aunque se trata de una parte pequeña del total, véase gráfico 3.2), el cambio de signo en sus resultados, desde unos valores negativos hasta 2021 a positivos a partir de 2022 parece consolidarse con unos resultados ordinarios que superan el 10 por ciento de los ingresos de explotación en 2024.

Los cambios anuales, recogidos en el gráfico 3.8B muestran que hasta 2022 las empresas veían reducirse la parte de sus ingresos de explotación que se dedica a resultados ordinarios en valores en torno a 1-2 puntos porcentuales, pero a partir de 2023 la situación cambia, con un crecimiento notable en ese año, aunque con una ligera reducción en los resultados provisionales de 2024. La diferenciación en función de las artes que utilizan muestra que las empresas que se dedican a las artes menores y el cerco, cuya situación era negativa en la primera parte de periodo, han logrado tener un crecimiento apreciable en el último año.

a) Valores medios del peso del resultado ordinario sobre el total de ingresos de explotación sobre capital empleado de todas las empresas presentes en la muestra



b) Evolución del peso del resultado ordinario sobre el total de ingresos de explotación sobre capital empleado (muestra común para cada par de años)

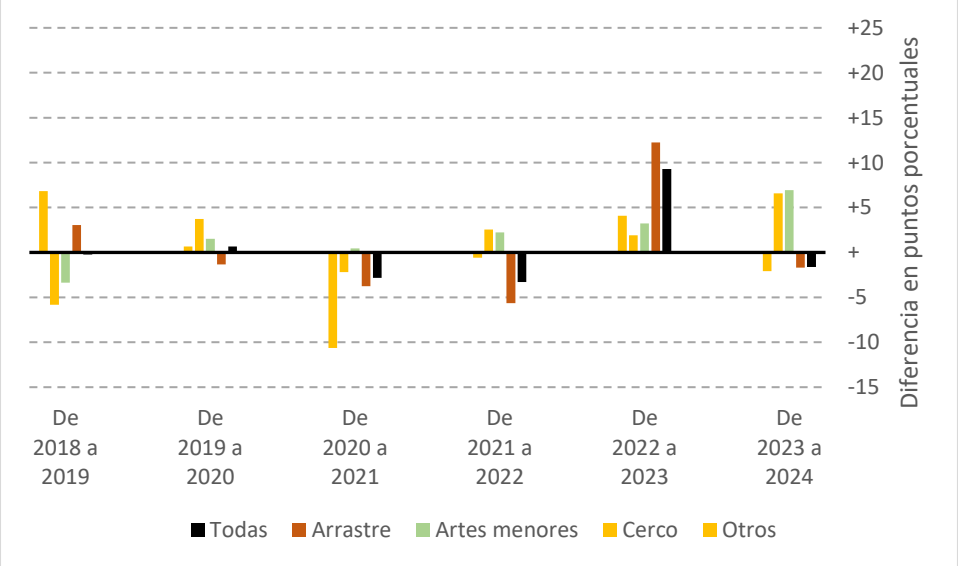


Figura 8: Evolución del peso del resultado ordinario sobre el total de ingresos de explotación para el total de empresas en cada año. Fuente: SABI

Nota: * Los datos del año 2024 están obtenidos con un conjunto más reducido de empresas, por lo que es necesario ampliar la muestra para garantizar su representatividad

Conclusiones

Este trabajo ha presentado un análisis económico-financiero de las empresas del sector pesquero con sede social en la Comunidad Valenciana desde 2018, tanto en su conjunto como diferenciando por las artes de pesca que éstas utilizan. Este periodo se ha caracterizado por importantes cambios en el entorno en el que las empresas pesqueras desarrollan su actividad que va desde el incremento de costes derivados de la subida de precios de los carburantes, sobre todo a partir de la guerra de Ucrania a las limitaciones impuestas por el plan Demersal además de la propia de la evolución de la economía.

Las principales conclusiones que se pueden extraer es que se trata de empresas de reducido tamaño (casi el 80% no llegaban a facturar medio millón de euros en 2018). Aunque el tamaño sigue siendo reducido, se observa un crecimiento que puede ser resultado tanto de un mayor volumen de actividad como de la evolución de los precios de venta, requeriría un análisis con información más detallada para poder conocer cada uno de los factores de crecimiento en el tamaño cuando se mide por los ingresos de explotación. La modalidad más extendida (casi tres cuartas partes) de pesca es el arrastre lo que es un factor a recordar en la medida en que las distintas artes están afectadas de forma diferente por regulaciones, periodos de parada biológica, etc.

En lo que se refiere a la rentabilidad, el cambio de tendencia que mostraban los datos provisionales del informe anterior para 2023, se confirma en este año y, de nuevo se mantiene en 2024. Tanto la rentabilidad económica como la rentabilidad financiera tienen en 2023 un incremento notable respecto al año anterior y estos mayores valores se consolidan en 2024, aunque con un ligero descenso que debe ser tomado con cautela al no estar disponible la información de todas las empresas, sino únicamente dos tercios de ellas. En todo caso, puede decirse que, en los años 2023 y 2024, los niveles de rentabilidad económica se sitúan en torno al 10% como también lo hace la rentabilidad financiera, reduciéndose notablemente el porcentaje de empresas que tenían una rentabilidad negativa. La rentabilidad sobre el capital empleado muestra el mismo perfil de un crecimiento apreciable en 2023 que se mantiene en 2024.

En lo que se refiere a la estructura de costes puede señalarse, como es esperable, que los costes de personal suponen una parte muy importante de los ingresos de explotación (cerca del 40%). Tras la reducción de 2022 (debido al aumento del peso que tenían las compras de mercaderías por el encarecimiento de los productos energéticos), han vuelto a aumentar su peso. Las compras de mercaderías han aumentado su peso en los ingresos de explotación en 2024, en torno a un punto porcentual respeto al año anterior. El fuerte crecimiento de los gastos en compra de mercaderías supuso que en 2022 los resultados ordinarios prácticamente quedasen en cero, recuperándose notablemente en 2023 y, con los datos provisionales de 2024, parecen haberse reducido ligeramente debido a un nuevo aumento de las compras de mercaderías.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido financiado por la Generalitat Valenciana a través convenio con la Universidad de Alicante para la realización de estudios e investigación en materia pesquera en aguas frente a la Comunitat Valenciana

Conclusiones de la reunión del foro científico para la pesca española en el Mediterráneo celebrada en Motril días 22 y 23 de septiembre de 2026

El Foro ha celebrado su reunión anual en Motril con una importante representación de científicos, administraciones y, particularmente, del sector pesquero. Destaca la cantidad, calidad y diversidad de las comunicaciones presentadas y el interés de los debates que se han producido. En los 30 años de existencia del Foro está ha sido sin duda la reunión con mayor participación y mayor diversidad de temas abordados.

El Foro quiere hacer un reconocimiento especial a las personas que hace 30 años propusieron crear un espacio de diálogo e intercambio de experiencias sobre la pesca española en el Mediterráneo. A Jordi Lleonart, Ramón Franquesa y Pere Oliver el foro les quiere rendir homenaje como impulsores iniciales de la idea sin olvidar a otros científicos destacados que también contribuyeron de un modo significativo a la puesta en marcha del mismo como fueron Rafael Robles, Álvaro Fernández y Juan Luis Alegret. Ellos pusieron en marcha en 1996 una iniciativa que ha llegado hasta nuestros días.

El Foro observa con satisfacción el importante reclutamiento de jóvenes científicos pesqueros que se están incorporando al estudio de nuestras pesquerías y que realizan su primer contacto con la comunidad científica a través del foro. Este fue uno de los motivos por los que se creó el Foro que se está alcanzando con éxito.

El estado de los recursos pesqueros del Mediterráneo está mejorando, aunque todavía queda camino que recorrer. Para bastantes de ellos, su estado no depende exclusivamente de la pesca sino de otros factores entre los que tiene particular importancia el cambio climático y debe ser tenido en cuenta para la gestión.

El Plan Mutianual para la gestión de los recursos demersales del Mediterráneo Occidental (MAP) ha sido una constante en las últimas reuniones del Foro. Hemos demandado en repetidas ocasiones la necesidad de su reforma. Este año la Comisión Europea ha puesto en marcha, por fin, un proceso de consulta pública que desde el foro se contempla con esperanza. Deseamos que nuestras propuestas sean atendidas para mejorar el marco actual de gestión.

En cualquier caso, reiteramos la necesidad de trabajar para identificar nuevos puntos de referencia para las pesquerías mixtas mediterráneas. No podemos gestionar nuestras pesquerías del mismo modo de las pesquerías uniespecíficas de zonas frías puesto que siempre habrá alguna especie que estrangulará las posibilidades de pesca de las demás.

En una gestión basada en el esfuerzo es necesario mejorar la manera de cuantificarlo. Los descriptores actuales de esfuerzo de pesca no reflejan de modo adecuado la mortalidad por pesca y deben mejorarse.

Los fondos europeos para la pesca y la acuicultura contribuyen de modo muy importante al estudio, gestión y control de la pesca en los estados miembros. Es muy preocupante la propuesta de recortar dicho programa y diluirlo con otros fondos. Se puede caer o debilitar un pilar fundamental para mantener la actividad pesquera y reivindicamos que se mantenga la financiación europea a la pesca y la acuicultura, y que esta financiación sea independiente y con un presupuesto, al menos, similar al actual.

La gestión pesquera debe basarse en la mejor información científica posible y los programas de recogida de

información sobre nuestras pesquerías que están cofinanciados por fondos europeos se deben mantener y si fuera posible mejorar. En esta recogida de información es necesaria la colaboración del sector con las instituciones científicas. Es necesario que el sector obtenga un retorno con los resultados de las investigaciones en las que colabora y el Foro es una herramienta en esta línea.

Entre las actividades que actualmente se cofinancian con fondos europeos se encuentran también los Grupos de Acción Local para la Pesca y la Acuicultura que desarrollan un excelente trabajo para implementar proyectos que permiten la vertebración territorial, ya que trabajan directamente en los municipios costeros vinculados a la pesca y la acuicultura para impulsar su desarrollo sostenible, económico y social. Los GALPA funcionan como espacios de participación y gobernanza local.

EL Foro quiere resaltar el fortalecimiento de las capacidades de la Comisión General de Pesca del Mediterráneo y en particular de la Oficina subregional para el Mediterráneo Occidental. En los últimos años se observa una tendencia muy positiva que contribuye a mejorar el conocimiento y la gobernanza de la pesca en el Mediterráneo.

En la reunión de este año se ha vuelto a destacar la importancia de la cogestión para la mejora de la pesca en el Mediterráneo. Es necesario que todos trabajemos juntos para que nuestras pesquerías tengan futuro.

La siguiente reunión se celebrará el próximo año en Cataluña.