

LIFE IP INTEMARES

Diagnóstico del impacto de las actividades humanas y del cambio climático sobre la RN 2000 marina y propuestas para controlar, eliminar o mitigar sus efectos: Pesca Profesional “LIC Sur Almería-Seco de los Olivos”

2 de diciembre de 2022



ÍNDICE

<u>1</u>	<u>Resumen Ejecutivo</u>	<u>4</u>
	Executive Summary	5
<u>2</u>	<u>Introducción</u>	<u>6</u>
2.1	Descripción general del área de estudio	8
2.1.1	Características oceanográficas	10
2.1.2	Hábitats y especies RN 2000	12
2.1.3	Actividades pesqueras	14
2.1.4	Otras presiones presentes en la zona de estudio	15
2.2	Objetivos	16
<u>3</u>	<u>Material y métodos</u>	<u>16</u>
3.1	Hábitats y especies objeto de estudio	17
3.2	Presión pesquera	18
3.2.1	Indicadores y umbrales	20
3.2.1.1	Determinación de la sensibilidad de los hábitats	20
3.2.2	Mapas de perturbación	25
3.2.3	Posibles escenarios y su aplicación a la gestión	26
<u>4</u>	<u>Resultados</u>	<u>28</u>
4.1	Caracterización de la actividad pesquera en la zona de influencia del LIC Sur de Almería-Seco de los Olivos	28
4.1.1	Arrastre de fondo con puertas	36
4.1.2	Palangre de fondo	39
4.2	Presión pesquera	42
4.3	Sensibilidad del hábitat	42
4.4	Interacción pesca y hábitats bentónicos	44
4.4.1	Alteración del hábitat	49
<u>5</u>	<u>Propuestas de gestión</u>	<u>54</u>
<u>6</u>	<u>Referencias</u>	<u>61</u>
<u>Anexo 1.</u>	<u>Sensibilidad de especies/morfotipos a la pesca de arrastre y palangre.</u>	<u>73</u>

Autoras/es del informe: Ana de la Torriente, Patricia Verísimo, Antonio Punzón, José Manuel González Irusta, Marta Sainz Barriain y Alberto Serrano.

El proyecto LIFE IP INTEMARES, que coordina la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, avanza hacia un cambio de modelo de gestión eficaz de los espacios marinos de la Red Natura 2000, con la participación activa de los sectores implicados y con la investigación como herramientas básicas para la toma de decisiones.

Participan como socios el propio Ministerio, a través de la Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación; la Junta de Andalucía, a través de la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible, así como de la Agencia de Medio Ambiente y Agua; el Instituto Español de Oceanografía; AZTI; la Universidad de Alicante; la Universidad Politécnica de Valencia; la Confederación Española de Pesca, SEO/BirdLife y WWF-España. Cuenta con la contribución financiera del Programa LIFE de la Unión Europea.



1 Resumen Ejecutivo

Para este caso de estudio no se tenía previsto la realización de campañas científicas específicas, por lo que se ha utilizado la información procedente del proyecto INDEMARES. Esto tiene el *handicap* que no se han realizado muestreos siguiendo los patrones de presión pesquera presentes en la zona, y toda la información para obtener la distribución espacial de los hábitats, procede de los muestreos realizados con Vehículo de Control Remoto ROV (Remotely Operated Vehicle) dentro del proyecto INDEMARES. Uno de los aspectos más relevantes desarrollados en el informe es el desarrollo y aplicación de una metodología que nos ha permitido identificar espacialmente los hábitats bentónicos más vulnerables, con el fin último de usarlo como herramienta para el desarrollo de los planes de gestión participativos. La metodología aquí descrita se ha aplicado en alguno de los otros casos de estudio de la Acción A4.1.

Los daños físicos causados por el impacto mecánico de las artes de pesca de fondo sobre la comunidad epibentónica pueden reducir la biomasa y la cobertura de las especies formadoras de hábitat, así como la riqueza y diversidad del resto de la comunidad asociada. Se ha realizado el desarrollo práctico de una metodología para evaluar espacialmente el grado potencial de perturbación que sufren los hábitats bentónicos como consecuencia de la pesca de arrastre y el palangre dentro del LIC Sur Almería-Seco de los Olivos, y en concreto en el Seco de los Olivos. Eso se ha realizado mediante la evaluación conjunta del impacto y la cartografía de la sensibilidad de todos los hábitats a estas actividades pesqueras, evaluándose la vulnerabilidad y la perturbación por hábitat bentónico y tipo de presión. La sensibilidad del hábitat y el esfuerzo pesquero se combinaron mediante una matriz de perturbación que clasifica las celdas de la cuadrícula en 9 niveles diferentes de perturbación. Alrededor del 50% de la zona estaba perturbada por la pesca y todos los hábitats, tanto biogénicos como no biogénicos, estaban sujetos a la pesca. La mayor parte del esfuerzo de arrastre se llevó a cabo en sustratos batimétricos blandos, mientras que el porcentaje del esfuerzo de palangre realizado en fondos duros fue relativamente mayor que el de la pesca de arrastre. Los hábitats biogénicos mostraron una sensibilidad significativamente mayor tanto al arrastre como al palangre que los

hábitats no biogénicos. Se identificaron y cartografiaron las zonas perturbadas, prioritarias para la conservación y de posible recuperación

Executive Summary

No specific scientific surveys were planned for this case study, so the information from the INDEMARES project has been used. This has the handicap that no sampling has been carried out following the fishing pressure patterns present in the area, and all the information to obtain the spatial distribution of the habitats comes from the sampling carried out with a Remotely Operated Vehicle (ROV) within the INDEMARES project. One of the most relevant aspects developed in the report is the development and application of a methodology that has allowed us to spatially identify the most vulnerable benthic habitats, with the ultimate aim of using it as a tool for the development of participatory management plans. The methodology described here has been applied in some of the other Action A4.1 case studies.

Physical damage caused by the mechanical impact of bottom fishing gear on the epibenthic community can reduce the biomass and cover of habitat-forming species, as well as the richness and diversity of the rest of the associated community. The practical development of a methodology to spatially assess the potential degree of disturbance suffered by benthic habitats as a consequence of trawling and longlining within the SCI Sur Almería-Seco de los Olivos, and specifically in the Seco de los Olivos, has been carried out. This has been done by jointly assessing the impact and mapping the sensitivity of all habitats to these fishing activities, assessing vulnerability and disturbance by benthic habitat and type of pressure. Habitat sensitivity and fishing effort were combined using a disturbance matrix that classifies the grid cells into 9 different levels of disturbance. About 50% of the area was disturbed by fishing and all habitats, both biogenic and non-biogenic, were subject to fishing. Most of the trawling effort was conducted on soft bathymetric substrates, while the percentage of longline effort conducted on hard bottom was relatively higher than that of trawling. Biogenic habitats showed significantly greater sensitivity to both trawling and longlining than non-biogenic habitats. Disturbed, conservation priority and potential recovery areas were identified and mapped.

2 Introducción

Las actividades de pesca en aguas profundas tienen un impacto negativo en los hábitats bentónicos de todos los océanos del mundo (Watling, 2005; Morato *et al.*, 2006). Además de la extracción directa de especies objetivo y no objetivo, el daño físico causado por el impacto mecánico de las artes de pesca sobre la comunidad epibentónica puede reducir la biomasa y la cobertura de las especies que forman el hábitat, así como la riqueza y la diversidad del resto de la comunidad asociada (Maynou y Cartes, 2011; Fossa *et al.*, 2002; Kaiser *et al.*, 2002; Gray *et al.*, 2006; Clark *et al.*, 2016). Todo ello conduce a cambios en la composición de la comunidad y en la estructura del hábitat y, en última instancia, en el funcionamiento del ecosistema (Hiddink *et al.*, 2006; 2017; Allen *et al.*, 2007; Thrush y Dayton, 2010; Pusceddu *et al.*, 2014).

La protección de la biodiversidad y la conservación de las complejas interacciones ecológicas de los ecosistemas naturales son necesarias para garantizar el mantenimiento de los servicios de los ecosistemas para la sociedad futura (Duarte, C.M., 2000; Worm *et al.*, 2006; Kleisner *et al.*, 2015). Entre estos servicios, la pesca sostenible requiere poblaciones viables, pero también hábitats saludables que proporcionen lugares de alimentación, protección y reproducción para las especies de peces e invertebrados comerciales (Maynou y Cartes, 2011). La actual Política Pesquera Común (PPC) de la Unión Europea adoptó una estrategia de gestión pesquera basada en la protección de los ecosistemas con el objetivo general de mantener unos ecosistemas marinos sanos y conservar las pesquerías que sustentan (Pikitch *et al.*, 2004; Babcock *et al.*, 2005; Link, 2010). Como parte de la aplicación de este enfoque ecosistémico, las normativas internacionales y europeas, como la Directiva sobre Hábitats (HD, 1992/43/CEE) y la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (MSFD, 2008/56/CE), han fomentado la creación de redes de Áreas Marinas Protegidas (AMP) coherentes y conectadas, centradas en lograr un equilibrio entre la pesca sostenible y otras actividades humanas y la conservación de los hábitats. Sin embargo, para ser realmente eficaces en la consecución de los objetivos de conservación y gestión para los que fueron creadas, las AMPs requieren estrategias de gestión que consideren varios escenarios espaciales y que integren tanto los conceptos de protección de la biodiversidad, incluyendo la posible recuperación y

restauración de hábitats degradados, como su uso sostenible (Rodríguez-Basalo *et al.*, 2019).

La comunidad científica marina ha realizado grandes avances en la caracterización de las comunidades bentónicas y la distribución de los Ecosistemas Marinos Vulnerables (EMV) (por ejemplo, Murillo *et al.*, 2012; García-Alegre *et al.*, 2014; Vierod *et al.*, 2014; Buhl-Mortensen *et al.*, 2015; Serrano *et al.*, 2017; De la Torriente *et al.*, 2019; Ramiro-Sánchez *et al.*, 2019) así como en la identificación de las principales amenazas humanas que impactan potencialmente en la biodiversidad marina (Durán-Muñoz *et al.*, 2011; de Juan y Demestre, 2012; Pham *et al.*, 2014; González-Irusta *et al.*, 2018) y la detección de cambios a largo plazo en las comunidades bentónicas como consecuencia de las perturbaciones de la pesca de arrastre y de palangre (MacDonald *et al.*, 1996; Althaus *et al.*, 2009; Sampaio *et al.*, 2012). Sin embargo, a pesar de los avances en la investigación sobre los hábitats y las amenazas, todavía existen retos en la integración de estos datos con el objetivo de cuantificar el alcance de los daños bajo los diferentes escenarios de gestión posibles, lo que actualmente es una preocupación primordial para los gobiernos. Se están probando metodologías e indicadores para detectar los daños físicos causados por las actividades humanas en el marco de convenios internacionales como el Consejo Internacional para la Exploración del Mar (CIEM), la Convención para la Protección del Medio Ambiente Marino del Atlántico del Nordeste OSPAR y el Convenio de Barcelona, con el fin de orientar la gestión del espacio y aplicar medidas preventivas y paliativas adecuadas para ser utilizadas en el ámbito de la HD, la MSFD y la PPC. En particular, en relación con el descriptor 6 "Integridad del fondo marino", varios indicadores OSPAR como la Composición Típica de Especies-BH1 y Extensión del daño físico a los hábitats predominantes y especiales-BH3 (Elliott *et al.*, 2017) y el indicador mediterráneo "Alcance del hábitat", se enfrentan a este desafío. Además, Elliott *et al.* (2018) sugirieron una metodología que eventualmente proporcionará mapas de perturbación al servicio de los gestores, basada en la integración de los mapas de sensibilidad del hábitat y la distribución de la intensidad de la presión dentro del área de estudio. Estos dos conjuntos de datos se combinan mediante una matriz de perturbación para obtener un mapa de perturbación por hábitat bentónico y tipo de presión. Este es el desarrollo metodológico que se va a emplear en el presente informe, con el objeto de

hacer una evaluación de riesgos de los hábitats bentónicos frente a la presión de la pesca de fondo.

No todos los hábitats son igualmente sensibles a las actividades pesqueras (Collie *et al.*, 2000; González-Irusta *et al.*, 2018) así para evaluar la sensibilidad de las comunidades bentónicas a dicha presión, en los últimos años se está avanzado mucho gracias al uso de Análisis de Rasgos Biológicos (BTA, del inglés *Biological Traits analysis*) (por ejemplo, Tillin *et al.*, 2006; de Juan *et al.*, 2007; de Juan y Demestre, 2012; Van Denderen *et al.*, 2015; González-Irusta *et al.*, 2018; Kenny *et al.*, 2018; Miatta *et al.*, 2021). Los hábitats sometidos a altos niveles de perturbación natural son más resistentes que los hábitats biogénicos estructuralmente complejos, que suelen estar relativamente poco alterados por las perturbaciones naturales (Kaiser *et al.*, 1996; Collie *et al.*, 2000; Van Denderen *et al.*, 2015). En la misma línea, los hábitats biogénicos sanos compuestos por especies longevas con mayor redundancia funcional son más susceptibles a las perturbaciones físicas que los hábitats degradados (Naeem, 1998; Díaz y Cabido, 2001; De la Torriente *et al.*, 2020), lo que se refleja en sus propias características y en sus rasgos biológicos y funcionales (González-Irusta *et al.*, 2018; Bolam *et al.*, 2020). Por lo tanto, las respuestas ecológicas de los hábitats bentónicos a las perturbaciones pesqueras son el resultado de la combinación de la sensibilidad de un conjunto de especies clave que forma parte de cada hábitat o del conjunto total de especies que componen cada hábitat (MacDonald *et al.*, 1996), que tienen asociadas relaciones intra e interespecíficas dentro de los hábitats (de Juan y Demestre, 2012; González-Irusta *et al.*, 2018).

2.1 Descripción general del área de estudio

En la región más occidental del mar Mediterráneo, concretamente en el mar de Alborán, se sitúa el Lugar de Interés Comunitario LICESZZ16003 Sur de Almería-Seco de los Olivos (Orden AAA/2280/2014) de la Red Natura 2000 Marina. Este LIC ocupa una extensión de 2829,25 Km², desde la plataforma continental hasta zonas batiales, con una gran variedad de tipos de fondos y de estructuras geomorfológicas (escarpes, elevaciones o cañones submarinos) como el Seco de los Olivos, también conocido como Banco de Chella, o el complejo Avenzoar-El Sabinar, ubicados al este y al oeste del LIC respectivamente. Esta variedad de morfologías favorece la existencia de diversidad de hábitats, como los lechos de *Posidonia oceanica* y los arrecifes (hábitats

1120 y 1170 respectivamente del Anexo I de la HD) y de especies de gran valor ecológico, como la tortuga boba (*Caretta caretta*) y el delfín mular (*Tursiops truncatus*) (presentes en el Anexo II de la HD), lo que ha propiciado la designación de esta área como LIC para garantizar su protección.

Entre todas las elevaciones submarinas localizadas frente a la costa de Almería destaca el Seco de los Olivos (por ejemplo, Llompart, 1988; Altuna y Poliseno, 2019). Está ubicado a unas 10 millas náuticas de la costa al suroeste de Punta Sabinar (Figura 1). Consta de una elevación central o guyot de forma subcircular cuya cima se encuentra a 76 m de profundidad, mientras que la base varía de 370 m en el flanco norte a 680 m en el flanco sur (Lo Iacono *et al.*, 2012). La parte superior es plana (abarca unos 7,8 km²) y presenta una profundidad de 117 m en su extremo norte y 130 m en el extremo sur. Esta superficie aplanada se originó por la erosión producida por regresiones marinas en los periodos glaciales del cuaternario. Se encuentra recubierta de montículos carbonatados o crecimientos biogénicos que pueden llegar a alcanzar hasta 40 m de espesor (Muñoz *et al.*, 2008). Las laderas del banco presentan sedimentos detríticos con lajas y rocas dispersas con restos biogénicos que pueden extenderse hasta 30 m hacia el fondo. A medida que aumenta la profundidad estos sedimentos se vuelven más arenosos (De la Torriente *et al.*, 2014). En la ladera norte del banco se aprecian pendientes suaves (entre 5 y 7 ° de media) que caen hasta los 400 m de profundidad. En cambio, en la ladera sur las pendientes son más escarpadas (entre 10 y 25°), alcanzando hasta los 700 m de profundidad.

Alrededor del banco hay dos elevaciones más abruptas o pináculos que lo rodean por sus laderas, al noreste y al suroeste. Las cimas de estas crestas se localizan a mayor profundidad que la cima del banco, a unos 150 m. Sus laderas son rocosas y de pendientes pronunciadas (entre 15 y 45°). La cresta oriental es ligeramente más somera que la occidental, presentando valores medios de profundidad de 200-300 m y 300-400 m, respectivamente. El banco y las crestas adyacentes están rodeados de una gran depresión de tipo contornítico donde afloran algunas crestas y/o montículos carbonatados, principalmente en la parte norte. El resto de la zona de estudio se corresponde con el talud continental, donde el porcentaje de fango aumenta (Fernández-Salas *et al.*, 2020). En conjunto, esta montaña submarina cubre un área total de unos 100 km² de superficie, de los cuales 20 km² corresponden al guyot.

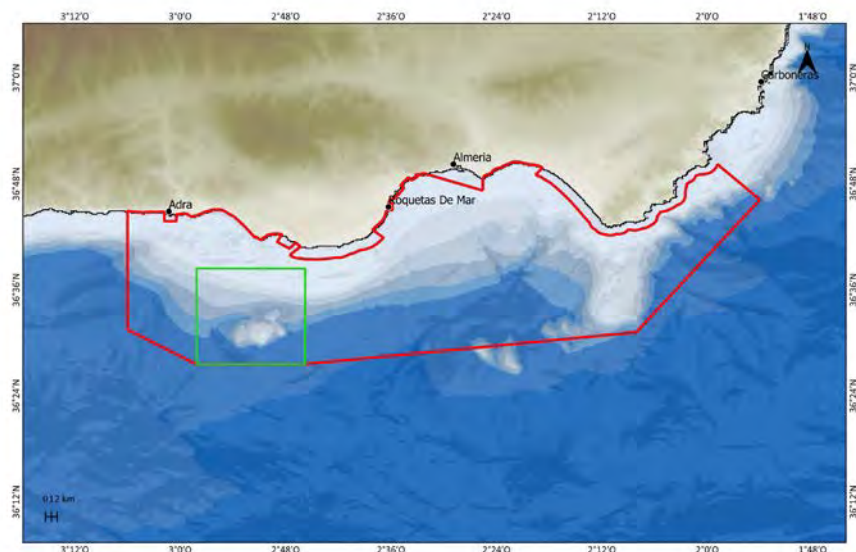


Figura 1. Mapa de situación del LIC Sur de Almería-Seco de los Olivos (en rojo el LIC y en verde la zona del Seco de los Olivos).

2.1.1 Características oceanográficas

El mar de Alborán es una zona de transición entre dos cuencas de características oceanográficas muy distintas, el océano Atlántico y el mar Mediterráneo, interconectadas por el Estrecho de Gibraltar (Spalding *et al.*, 2007). Esto le confiere unas condiciones únicas determinadas, sobre todo, por la fuerte influencia que ejerce la masa de agua atlántica sobre los procesos hidrodinámicos que afectan al mar de Alborán (Parrilla *et al.*, 1987; Viúdez *et al.*, 1996; Sarhan *et al.*, 2000), desde la formación de grandes giros hasta afloramientos puntuales, y por la fisiografía de la zona, como una plataforma continental muy estrecha, lo que conlleva enormes implicaciones para la dinámica de los ecosistemas marinos existentes.

El patrón de circulación de las masas de agua que confluyen en la zona marca la existencia de un fuerte hidrodinamismo. Las diferencias de densidad entre las masas provocan que el agua atlántica atraviese el Estrecho de Gibraltar hacia el este en una capa superficial de 150-200 m de profundidad, mientras que el agua mediterránea, más densa y salina, fluya hacia el oeste a profundidades entre 200 y 600 m (Hernández-Molina *et al.*, 2002; Palomino *et al.*, 2011).

En la zona del LIC Sur de Almería-Seco de los Olivos se distinguen dos situaciones hidrodinámicas distintas (Renault *et al.*, 2012) (Figura 2). En la primera situación, la circulación superficial está supeditada por la presencia de dos giros; el giro

anticiclónico occidental (*Western Anticyclonic Gyre*, WAG) (en sentido de las agujas del reloj) que es permanente en esta área; y el giro ciclónico central (*Central Cyclonic Gyre*, CCG) (en sentido contrario a las agujas del reloj), que puede desplazarse del Estrecho de Gibraltar y ocupar diferentes posiciones. En el límite de ambos giros se sitúa el Seco de los Olivos, que por un lado está influenciado por corrientes de dirección sureste y este, provenientes del giro WAG y con temperaturas en torno a los 16,8°C, y por otro, recibe el influjo de las corrientes provenientes del giro CCG, con temperaturas de 17°C, que se desplazan con dirección norte y noroeste por la columna de agua. En la segunda situación, el giro CCG se desplaza hacia el oeste del Estrecho y en su lugar se forma el giro anticiclónico oriental (*Eastern Anticyclonic Gyre*, EAG), cuyas corrientes de dirección noreste tiene velocidades y temperaturas más elevadas, llegando a alcanzar los 20°C en esta área marina frente a Almería. Por otro lado, la circulación de agua profunda en el LIC está condicionada por la diversa geomorfología del fondo marino, que facilita la aparición de afloramientos de estas masas de agua fría y rica en nutrientes.

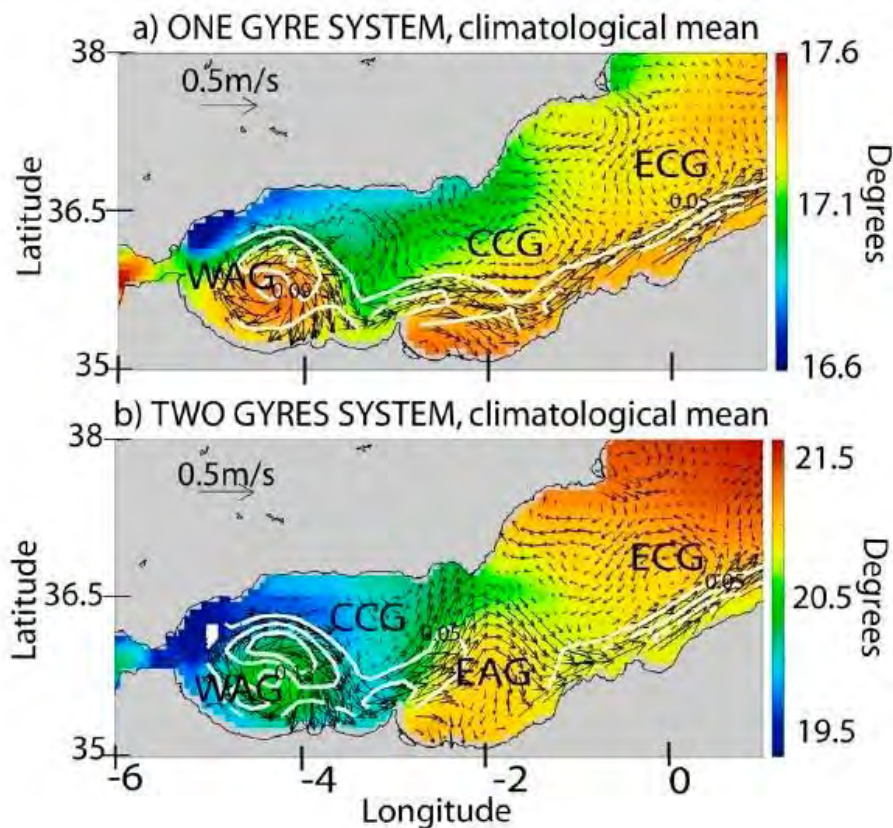


Figura 2. Movimiento de las masas de agua en la cuenca de Alborán y situación de los giros. La intensidad y la dirección de la corriente, se muestra con flechas, mientras que la temperatura sigue la escala de color situada a la derecha (extraído de Oceana, IEO, 214)

Uno de los afloramientos más importantes se produce en las proximidades del Seco de los Olivos en su extremo oriental como consecuencia de la confrontación de masas de agua que generan el Frente de Almería-Orán. Cuando las corrientes profundas interactúan con la accidentada topografía del Seco de los Olivos, el flujo de corriente se acelera y se dirige a la parte alta de la montaña submarina (Genin *et al.*, 1986), produciéndose un desplazamiento de nutrientes y plancton a los organismos suspensívoros y filtradores (Gili y Coma, 1998; De la Torre *et al.*, 2018). La llegada a superficie de aguas profundas ricas en nutrientes que reemplazan el agua superficial induce el aumento de la productividad biológica en superficie y, por tanto, la generación de unas condiciones óptimas para el desarrollo de una gran diversidad de formas de vida. Estos afloramientos (que se producen en una superficie de aproximadamente 2.000 Km²) convierten al Seco de los Olivos en uno de los puntos más ricos de la zona septentrional del mar de Alborán.

2.1.2 Hábitats y especies RN 2000

El mar de Alborán representa la confluencia de tres áreas biogeográficas, la atlántica, la mediterránea y la macaronésica lo que propicia la presencia de diversidad de especies que no se encuentra en otra zona mediterránea. El LIC Sur de Almería-Seco de los Olivos constituye un espacio de alto interés ecológico que contribuye, de forma apreciable, al mantenimiento de la diversidad biológica en aguas del Mediterráneo. En concreto, el Seco de los Olivos está considerado un punto caliente de biodiversidad marina (Lo Iacono *et al.*, 2012; De la Torre *et al.*, 2014; 2018) donde se han identificado más de 600 especies diferentes. Esta diversidad de especies incluye 47 especies protegidas, principalmente del grupo de cnidarios (16 especies), cordados (12 especies) y esponjas (8 especies), pero también varios moluscos (5 especies), crustáceos (2 especies), un equinodermo, un tunicado y un briozoo. Incluso algunas de las especies como la esponja carnívora *Asbestopluma hipogea* son primeras citas en aguas españolas (Aguilar *et al.*, 2011). Del mismo modo, se han registrado una gran variedad de especies formadoras de hábitat que aparecen en altas densidades en esta pequeña área, conformando estructuras tridimensionales que se conoce como "bosques de animales marinos" (Försterra *et al.*, 2016; Rossi *et al.*, 2017, De la Torre *et al.*, 2018; 2019). Estas estructuras constituyen zonas de refugio, de alimentación o incluso hábitats para multitud de especies.

Este LIC alberga dos hábitats de interés comunitario del Anexo I de la Directiva Hábitats. El hábitat 1120 de “Praderas de Posidonia” se sitúa en zonas poco profundas del litoral, donde estas praderas tienen gran importancia ecológica ya que, además de proteger la línea de costa de la erosión, producen y exportan biomasa con la que sostienen complejas redes tróficas desde zonas someras hasta fondos batiales. También en ellas encuentran refugio, alimento y condiciones adecuadas para la reproducción y la cría numerosas especies marinas, algunas de las cuales tiene interés comercial. El hábitat 1170 de “Arrecifes” se localiza tanto en la meseta central del guyot como en las cimas de las elevaciones laterales del Seco de los Olivos. En esta montaña submarina se han identificado 13 hábitats bentónicos biogénicos, de los que 8 están englobados bajo la tipología de hábitat 1170 (De la Torre et al. 2018; 2019; 2021). Estos hábitats bentónicos, que están estructurados por especies altamente vulnerables como la esponja *Asconema setubalense* o el falso coral negro *Savalia savaglia*, se consideran indicadores de "Ecosistemas Marinos Vulnerables" (VME, Vulnerable Marine Ecosystem; FAO, 2009). La distribución en mosaico de estos hábitats en una zona reducida caracterizada por fuertes gradientes ambientales le confiere al Seco de los Olivos un carácter único. Este carácter singular se considera un criterio prioritario de conservación, lo que sitúa al Seco de los Olivos como uno de los lugares del Mediterráneo cuya biodiversidad es necesario mantener a largo plazo.

Esta área marina constituye un corredor migratorio, así como una zona de alimentación para numerosas especies de cetáceos, sobre todo en el talud oceánico y en el entorno del Seco de los Olivos, como el rorcual común (*Balaenoptera physalus*), el calderón común (*Globicephala melas*), el zifio de Cuvier (*Ziphius cavirostris*) y los delfines listado (*Stenella coeruleoalba*), común (*Delphinus delphis*) o el mular. Para este último supone su principal zona de alimentación en el mar de Alborán y una de las áreas mediterráneas con mayor densidad de ejemplares de esta especie. Además, en esta área se produce el desarrollo de miles de juveniles y subadultos de tortuga boba procedentes del Atlántico occidental. Esto es de vital importancia ya que las poblaciones de esta especie se encuentran en regresión a escala mundial debido a las numerosas presiones y amenazas a las que están sometidas, como la captura accidental con diferentes artes de pesca como el palangre de superficie o el arrastre de fondo.

Además, la elevada productividad que se da en el entorno del Seco de los Olivos y de la bahía de Almería favorece la presencia de zonas de cría de especies de interés comercial, como la merluza (*Merluccius merluccius*) o la sardina (*Sardina pilchardus*), y atrae a gran diversidad de aves marinas. Muchas aves marinas como la pardela balear (*Puffinus mauretanicus*) y la gaviota de Audouin (*Larus audouinii*) encuentran aquí zonas de alimentación y reposo durante su migración. En las cercanías del Seco de los Olivos destaca la presencia de especies como el paíño europeo (*Hydrobates pelagicus*), el frailecillo atlántico (*Fratercula arctica*) y el págalo grande (*Stercorarius skua*) cuya presencia es escasas en otros puntos del mar de Alborán.

2.1.3 Actividades pesqueras

La actividad pesquera es una de las actividades humanas que se desarrolla con más intensidad en la plataforma y el talud continental de las proximidades del LIC Sur de Almería-Seco de los Olivos. En total hay 11 puertos de descarga entre los que destacan los de Almería y Carboneras en la provincia de Almería y Motril en Granada, por albergar un número considerable de embarcaciones que trabajan en la zona.

La actividad pesquera en esta zona comprende una gran variedad de técnicas de pesca, entre las que destaca la pesca demersal y/o de fondo que puede provocar cambios en la integridad del fondo marino ya que durante su empleo entra en contacto directo con los hábitats y las especies bentónicas. Ejemplos de pesquerías demersales en la zona son la pesca de arrastre con puertas para la captura de bacaladilla (*Micromesistius poutassou*), pez ángel (*Helicolenus dactylopterus*), faneca plateada (*Gadiculus argenteus*) y merluza (Abad *et al.*, 2007); de enmalle utilizada para *Pagellus* spp., bacaladilla, cabracho (*Scorpaena* spp.) y salmonete (*Mullus* spp.); con trampas utilizadas para el camarón soldado (*Plesionika edwardsii*); y de palangre de fondo dirigido al besugo (*Pagellus bogaraveo*) (Baez *et al.*, 2009).

La presión que ejercen estas actividades pesqueras sobre los recursos marinos no solo afecta a la distribución y abundancia de las especies comerciales y a los descartes sino también a especies y hábitats que directa o indirectamente soportan esas pesquerías (Borja *et al.*, 2016). El impacto pesquero es especialmente relevante en los ecosistemas de aguas profundas como los existentes en el área del Seco de los Olivos, los cuales son altamente vulnerables a las perturbaciones antropogénicas (Ramírez-Llodra *et al.*, 2011).

Por otro lado, la pesca deportiva o de recreo también es una actividad importante en el LIC, y en especial, en el Seco de los Olivos, donde tiene una elevada presencia, sobre todo en las laderas pronunciadas de las crestas o elevaciones que rodean al guyot donde se localizan las poblaciones de una especie de alto valor económico como es el mero gris (*Epinephelus caninus*) (De la Torriente *et al.*, 2014). El desarrollo de esta actividad sobre pendientes escarpadas con gran facilidad de rotura y elevado riesgo de enganchones hace que se acumulen en la zona gran cantidad de restos de aparejos que impactan sobre los ecosistemas vulnerables del Seco de los Olivos.

2.1.4 Otras presiones presentes en la zona de estudio

Además de la pesca, existen otras actividades ligadas a las zonas costeras y a la plataforma que pueden causar directa o indirectamente cambios físicos, químicos y biológicos al interaccionar con los hábitats bentónicos, por lo que constituyen una amenaza para la integridad de los fondos marinos. Las actividades que pueden causar presiones e impactos dentro del LIC Sur de Almería-Seco de los Olivos son las actividades portuarias y de defensa costera, que provocan pérdidas y daños físicos por sellado, abrasión y modificación del perfil del fondo marino; las urbanas, industriales y agrícolas, que causan contaminación por sustancias peligrosas, vertido de basuras, acumulación de nutrientes y materia orgánica e introducción de organismos patógenos microbianos por vertidos accidentales y/o controlados; y las de tráfico marítimo, que producen perturbaciones físicas, por vertido de basuras y generación de ruido subacuático, y perturbaciones biológicas, por introducción de organismos patógenos microbianos y/o especies alóctonas y transferencias.

En el Seco de los Olivos cobran especial relevancia los impactos provocados por el tráfico marítimo, ya que al norte de esta área se ubica una de las principales rutas marítimas del Mediterráneo. Aunque esta ruta se localiza a varias millas del Seco, algunos buques mercantes se desvían aproximándose más a costa y navegando sobre esta montaña submarina. El elevado tráfico marítimo en la zona causa contaminación acústica, debido a la producción de ruido generado bajo el agua por los motores de los barcos y los sónares, que puede impedir el desarrollo normal de los procesos de ecolocalización vitales para las funciones tróficas y de reproducción de muchos cetáceos o provocar cambios en el comportamiento natatorio o de buceo de las tortugas, entre otros. De la misma manera, provoca contaminación química y

biológica mediante el vertido de aguas de lastre y de limpieza de tanques de las embarcaciones, que pueden llevar sustancias tóxicas (hidrocarburos, aceites u organoclorados entre otros) que podrían inducir alteraciones en la cadena trófica, causar mortalidad de fauna y flora, y/o ser el vehículo de introducción de especies alóctonas o de patógenos microbianos, que pueden desplazar o excluir las especies autóctonas y provocar un desequilibrio en los ecosistemas. Y también induce la contaminación física por basuras arrojadas posiblemente desde las embarcaciones en circulación por este paraje, cuyo impacto puede provocar aplastamientos, laceraciones o extracción de organismos sésiles como corales, esponjas o gorgonias con gran interés para su preservación.

2.2 Objetivos

El objetivo del presente informe es llevar a cabo un diagnóstico del impacto de la pesca industrial con artes de arrastre de fondo con puertas y de palangre de fondo sobre los hábitats bentónicos presentes en el LIC Sur de Almería-Seco de los Olivos. Al tratarse del primer informe de la Acción A4 para el diagnóstico de los impactos de la pesca sobre hábitats, también tiene como objetivo prioritario el desarrollo de una metodología que permita evaluar la distribución de los diferentes grados de perturbación de los hábitats bentónicos como consecuencia de la pesca industrial. Siendo otros objetivos principales:

- Analizar la huella pesquera en la zona de estudio
- Analizar la interacción de la actividad pesquera con los hábitats bentónicos.
- Evaluación de riesgos en función de las características de los hábitats y las actividades pesqueras
- Análisis de los efectos del uso de diferentes umbrales de probabilidad de presencia de los diferentes hábitats obtenidos a partir de los modelos de distribución para definir tanto las áreas prioritarias de conservación como las de recuperación potencial.

3 Material y métodos

Para este caso de estudio no se tenía previsto la realización de campañas científicas específicas, por lo que se ha utilizado la información procedente del proyecto

INDEMARES. Esto tiene el *handicap* que no se han realizado muestreos siguiendo los patrones de presión pesquera presentes en la zona, y toda la información para obtener la distribución espacial de los hábitats, procede de los muestreos realizados con Vehículo de Control Remoto ROV (Remotely Operated Vehicle) dentro del proyecto INDEMARES. Además, el presente trabajo ha sentado en gran medida las bases para los análisis de algunos de los otros casos de estudio de la Acción A4.1

3.1 Hábitats y especies objeto de estudio

En estudios anteriores se identificaron y modelaron ocho hábitats bentónicos biogénicos (De la Torriente *et al.*, 2018; 2019) (Tabla 1; Figura 3), todos ellos caracterizados por especies de megafauna epibentónica. En esos trabajos se identificó un hábitat adicional estructurado por *Caryophyllia smithii* (var. *clavus*) sobre fondos arenosos, pero se ha excluido de este estudio por considerar que no se ve afectado físicamente por la pesca de fondo. Además, en el marco de este estudio, se identificaron cinco tipos distintos de hábitat bentónicos no biogénicos (no estructurados por especies de megafauna epibentónica) y se modeló su distribución combinando capas de tipo de fondo marino y batimetría. El lodo y la arena detrítica se agruparon en "fondos blandos", mientras que el coral muerto y la roca se agruparon en "fondos duros" (Tabla 1).

Tabla 1. Principales hábitats bentónicos (biogénicos y no biogénicos) identificados y modelados en el monte submarino Seco de los Olivos. Los nombres entre comillas indican el nombre abreviado de los hábitats utilizados a lo largo del texto y las figuras.

HÁBITATS BENTÓNICOS	NOMBRE
HÁBITATS BIOGÉNICOS	
1	Fondos de rodolitos circalitorales con <i>Alcyonium palmatum</i> y <i>Paralcyonium spinulosum</i> ('rodolitos-alcyoniina')
2	Roca circalitoral con <i>Viminella flagellum</i> y <i>Chironepthya mediterranea</i> ('roca_alcyonacea')
3	Coralígeno circalitoral con <i>Eunicella verrucosa</i> y <i>Paramuricea clavata</i> ('coralígenos-gorgonias')
4	Sustrato duro batial con gorgonias (<i>Acanthogorgia hirsuta</i> y <i>Swiftia pallida</i>) y esponjas (<i>Asconema setubalense</i> y esponjas blancas) ('roca_gorgonias y esponjas gigantes')
5	Sustrato duro batial con corales (<i>Madrepora oculata</i> , <i>Savala savaglia</i> y <i>Leiopathes glaberrima</i>) ('roca- corales blancos y negros')
6	Fangos batiales con pennatuláceos (<i>Kophobelemnion stelliferum</i>) ('fango_pennatúlidos')
7	Fangos batiales con <i>Isidella elongata</i> ('fango_ corales de bambú')
8	Fondos detríticos circalitorales con pennatuláceos (<i>Pennatula rubra</i>) ('arena-pennatúlidos')
HÁBITATS NO BIOGÉNICOS	
Fbcirca	Fondos blandos circalitorales
Fbbat	Fondos blandos batiales
Fmrod	Fondos circalitorales con rodolitos
Fdcirca	Fondos duros circalitorales
Fdbat	Fondos duros batiales

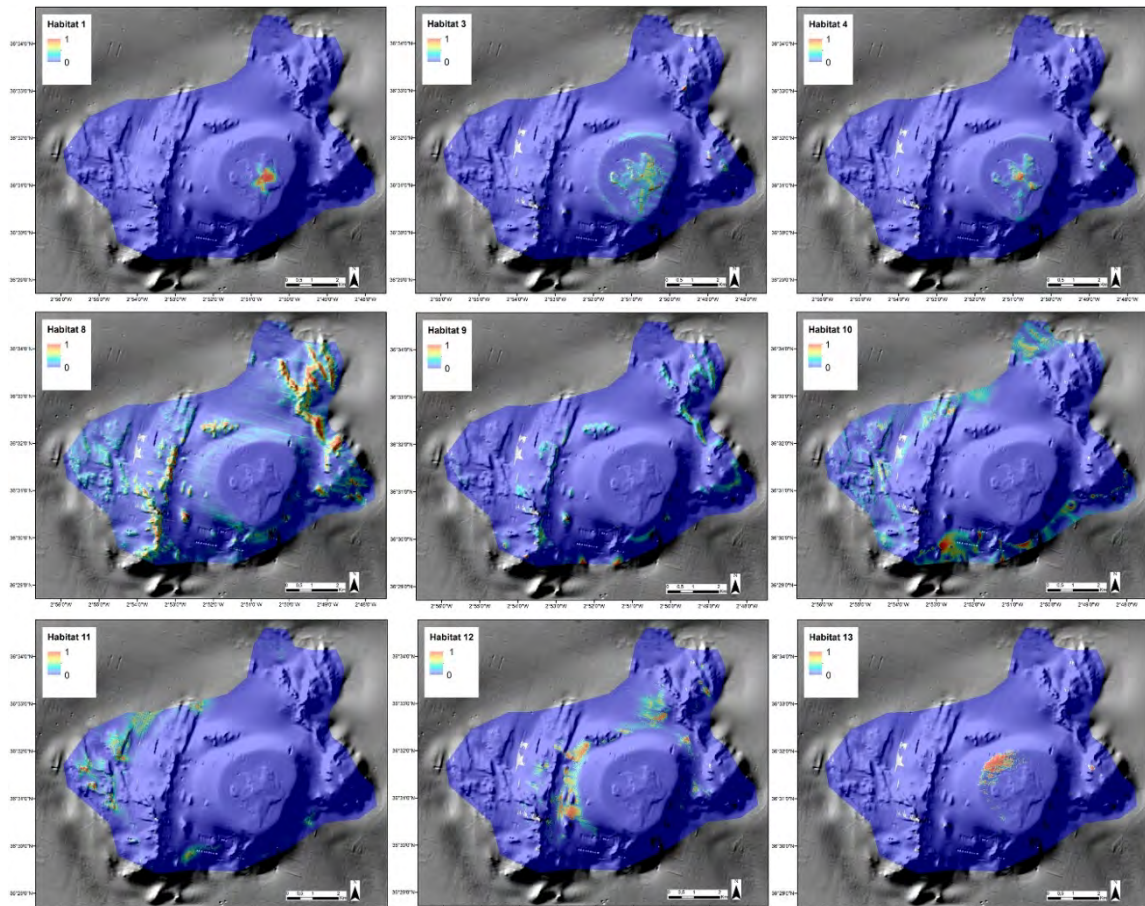


Figura 3. Mapas de probabilidad de presencia para cada hábitat bentónico biogénico modelado en el monte submarino Seco de los Olivos (modificado de de la Torriente et al., 2019).

Las distribuciones de los hábitats biogénicos se obtuvieron en el estudio de de la Torriente *et al.* (2019) seleccionando como valor de presencia, para cada píxel, sólo aquellas probabilidades de presencia predichas superiores a su prevalencia. Para obtener un único mapa ráster, continuo y completo, de todos los hábitats bentónicos, se fusionaron tanto los hábitats biogénicos como los no biogénicos, manteniendo para cada celda de la cuadrícula los hábitats biogénicos cuando estaban presentes, y sólo manteniendo los hábitats no biogénicos cuando no había ningún hábitat biogénico. En cada píxel en el que se superponían varios hábitats biogénicos, se seleccionaba el que tenía la mayor probabilidad de aparición.

3.2 Presión pesquera

Se examinó la distribución del esfuerzo para los artes que tienen mayor potencial de causar perturbaciones físicas a los hábitats bentónicos, como son el arrastre de fondo con puertas (OTB, código internacional) y el palangre de fondo (LLS, código

internacional) (Figura 4). Se analizaron los datos de esfuerzo pesquero de todos los buques de pesca provistos de Sistema de Seguimiento de Buques (SSB o VMS del inglés *Vessel Monitoring System*), aquellos buques de más de 15 metros de eslora (12 metros a partir de 2012), que operaron en el LIC Sur de Almería-Seco de los Olivos durante el periodo 2010-2020. La distribución espacial de su actividad se obtuvo utilizando los datos del cuaderno de pesca para identificar el arte de pesca y los datos procedente de los Sistema de Seguimiento de Buques (VMS) para conocer la ubicación del buque pesquero a intervalos regulares de dos horas (ping). Estas dos fuentes de datos fueron facilitadas por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación español.

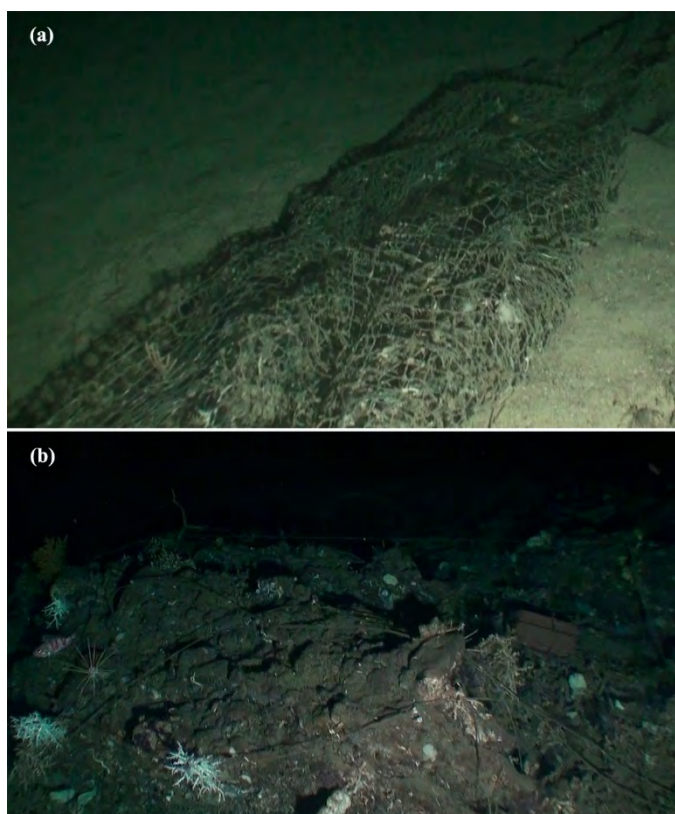


Figura 4. Artes de pesca de fondo utilizados frecuentemente en el monte submarino del Seco de los Olivos: (a) redes de arrastre fondo, y (b) líneas pertenecientes a un palangre de fondo.

Los datos de localización del Sistema de Posicionamiento Global-GPS del VMS y el tipo de arte de pesca de los cuadernos de pesca se vincularon mediante los campos de código de barco y fecha de la marea. Se aplicaron técnicas de filtrado y procesamiento utilizadas para eliminar los pings no relacionados con la actividad pesquera (Lee *et al.*, 2010; Hintzen *et al.*, 2012). Para el arrastre con puertas se consideró como esfuerzo el área barrida y el tiempo efectivo de arrastre, mientras que,

en el caso del palangre, se consideró como esfuerzo el tiempo empleado por cada barco en la recogida del aparejo de pesca.

Estos tiempos efectivos de pesca se definieron en función de los rangos de velocidad de trabajo de los buques según la distribución de frecuencias de la velocidad media de los buques que utilizaban cada tipo de arte (Hintzen *et al.*, 2012). Para obtener la distribución espacial del tiempo de pesca por año, se sumaron todos los tiempos de todos los caladeros situados en la misma cuadrícula, utilizando una cuadrícula de 1000 x 1000 m o de 250 x 250 m.

Para el estudio de sensibilidad de hábitats, los tres mapas ráster de cada año se combinaron en un único mapa de intensidad de la presión, sumando los valores de los tres años. Para identificar los hábitats que estaban sometidos a una mayor presión pesquera, se calculó, para cada arte, el porcentaje del esfuerzo pesquero (tiempo) registrado en cada hábitat. Se definieron diferentes niveles de esfuerzo pesquero utilizando los cuartiles, de modo que el esfuerzo se dividió en 6 niveles, desde esfuerzo 0 hasta un nivel de esfuerzo muy alto. La distribución de los diferentes niveles de esfuerzo pesquero se superpuso a la distribución de los hábitats, con el fin de evaluar la extensión de la zona de cada hábitat potencialmente afectada por las actividades pesqueras y, por lo tanto, se evaluó la frecuencia relativa de las cuadrículas sometidas a cada nivel de presión pesquera para cada hábitat.

3.2.1 Indicadores y umbrales

3.2.1.1 Determinación de la sensibilidad de los hábitats

La evaluación de la sensibilidad de los hábitats se llevó a cabo combinando:

- Resistencia: capacidad de un sistema de permanecer inalterado a pesar de las perturbaciones (Gunderson, 2000)
- Recuperación: recolonización o recrecimiento tras la perturbación, idealmente hacia los niveles previos a la misma (Lotze *et al.*, 2011)
- Características de las especies considerando dos presiones específicas: la pesca de arrastre y la pesca con palangre.

La sensibilidad de cada hábitat bentónico a cada presión pesquera se calculó como una combinación de la sensibilidad de todas las especies de megafauna epibentónica

que componen el componente biológico de cada hábitat. También se calculó la sensibilidad utilizando sólo las especies formadoras de hábitat (HFS, del inglés *habitat-forming species*) o utilizando sólo las especies más sensibles de cada hábitat, ya que algunos autores han propuesto que la sensibilidad de los hábitats debería definirse considerando sólo las especies clave (especies estructurantes y/o indicadoras), cuya pérdida en la comunidad se esperaría que cambiara seriamente la naturaleza del hábitat y posiblemente su viabilidad (MacDonald *et al.*, 1996), en lugar de todas las especies presentes en los hábitats. Sin embargo, estos análisis se descartaron porque dieron resultados muy similares en todos los hábitats no biogénicos y, por tanto, fueron menos concluyentes (Tabla 2).

Tabla 2. Sensibilidad del hábitat a la pesca de arrastre y de palangre utilizando sólo las especies formadoras de hábitat (HFS) o utilizando sólo las especies más sensibles de cada hábitat. Los nombres entre comillas indican el nombre abreviado de los hábitats utilizados.

HÁBITAT	NOMBRE	Solamente HFS		Especies más sensibles	
		Sensibilidad Arrastre	Sensibilidad Palangre	Sensibilidad Arrastre	Sensibilidad Palangre
HÁBITATS BIOGÉNICOS					
1	‘Rodolitos-alcyoniina’	4	2	4	2
2	‘Roca_alcyonacea’	5	2	5	2
3	‘Coralígenos-gorgonias’	5	2	5	3
4	‘Roca_gorgonias y esponjas gigantes’	5	2	5	3
5	‘Roca- corales blancos y negros’	5	3	5	3
6	‘Fango_pennatulidos’	4	2	4	2
7	‘Fango_ corales de bambú’	5	3	5	3
8	‘Arena-pennatulidos’	4	2	4	2
HÁBITATS NO BIOGÉNICOS					
Fbcirca	Fondos blandos circalitorales	0	0	0	0
Fbbat	Fondos blandos batiales	0	0	0	0
Fmrod	Fondos circalitorales con rodolitos	0	0	0	0
Fdcirca	Fondos duros circalitorales	0	0	0	0
Fdbat	Fondos duros batiales	0	0	0	0

Para realizar estas evaluaciones de sensibilidad, se obtuvieron datos de especies de cada hábitat bentónico a partir de tres estudios con ROV (Seaeye Falcon y Falcon DR) realizados por OCEANA a bordo del Oceana Ranger entre 2010 y 2012. Se analizaron 55 transectos de vídeo ROV de fondos blandos y duros, que cubrían aproximadamente 67,52 km de imágenes bentónicas dispersas alrededor de la montaña submarina (ver detalles en De la Torriente *et al.*, 2018; 2019).

La unidad de muestreo consistió en recorridos del ROV de 1 minuto de movimiento continuo dentro de un mismo hábitat a una velocidad de 0.2-0.4 nudos, donde se registraron todos los invertebrados megabentónicos (> 2 cm) capturados en una

muestra, se identificaron hasta el nivel taxonómico más bajo posible y se cuantificaron en términos de abundancia (número de individuos o colonias). Las muestras con HFS en abundancia de más de 5 individuos se asociaron a un hábitat biogénico específico en base a un análisis de clúster realizado en un estudio previo (De la Torriente *et al.*, 2018). Este umbral se basó en una curva de riqueza media de especies obtenida en función del número de HFS (ver en De la Torriente *et al.*, 2018). En esta curva se produjo un marcado cambio en la riqueza de especies a partir de abundancias de cinco individuos o colonias de HFS. Esta novedosa metodología para definir los hábitats en función de la riqueza de especies también ha sido utilizada más recientemente en Rowden *et al.* (2020). El resto de muestras, con menos de cinco individuos o colonias de HFS por muestra, se clasificaron como pertenecientes a hábitats no biogénicos, en función de su tipo de sustrato (lodo, arena detrítica, maërl-rodolitos, entramado coralino muerto y roca) y de la profundidad (circalitoral: <200 o batial: ≥200 m). Para más detalles sobre el diseño del muestreo, véase De la Torriente *et al.*, 2018.

A cada especie se le asignó un valor de sensibilidad para cada presión de pesca utilizando el BTA y, por tanto, combinando los datos estructurales de las comunidades de especies con la información relacionada con los rasgos funcionales de cada especie (Bremner *et al.*, 2003). Se registraron nueve rasgos biológicos: tamaño máximo, longevidad, motilidad, fijación, posición bentónica, flexibilidad, fragilidad, modo de alimentación y forma corporal. Cada rasgo se puntuó para clasificar cada morfotipo de megafauna epibentónica según su asociación con diferentes modalidades de rasgos funcionales. Así, a cada especie o morfotipo se le asignó un valor para cada característica según las modalidades descritas en la Tabla 3. La información sobre las características o rasgos funcionales de cada especie se recopiló a partir de bases de datos específicas en línea (MarLIN, 2006; WoRMS Editorial Board, 2020), artículos científicos y literatura gris, así como a partir de la opinión de expertos (cuando no se disponía de ninguna otra fuente de información relevante, la información se dedujo de especies estrechamente relacionadas o de taxones superiores). La lista de especies y rasgos se proporciona en el trabajo De la Torriente *et al.* (2020).

Tabla 3. Rasgos y criterios biológicos utilizados para la evaluación de la sensibilidad.

RASGOS	VALOR	CRITERIO	RASGOS	VALOR	CRITERIO
TAMAÑO MÁXIMO	1	Pequeño (<2 cm)	MODO DE ALIMENTACIÓN	1	Carroñero y/o Carnívoro
	2	Mediano (2-10 cm)		2	Depredador, omnívoro
	3	Mediano- Grande (11-50 cm)		3	Depositívoro y/o suspensívoro
	4	Grande (>50 cm)		4	Filtrador
LONGEVIDAD	1	< 5 años	FLEXIBILIDAD	1	Alta (>45°)
	2	5-10 años		2	-
	3	11-50 años		3	Baja (10-45°)
	4	>50 años		4	Ninguna (<10°)
MOVILIDAD	1	Nadador	FRAGILIDAD	1	Concha dura
	2	Reptante		2	Cuerpo duro
	3	Excavador y reptante ocasional		3	Sin protección
	4	Sesil		4	Concha frágil
FIJACIÓN AL SUSTRATO	1	No (sésil)	FORMA CORPORAL	1	Aplanado (dorsal y lateralmente)
	2	No (ocasionalmente reptante)		2	Globular
	3	Temporal		3	Erecto, pedunculado y arborescente
	4	Permanente		4	Erecto con ramificación en un único plano
POSICIÓN BENTÓNICA	1	Galería o excavación			
	2	Superficie			
	3	Emergente (> 20 cm)			

Para calcular la sensibilidad de las especies a la pesca de arrastre, utilizamos el índice BESITO (González-Irusta *et al.*, 2018), que clasifica las especies según su respuesta a la perturbación por arrastre. Este índice asigna valores que van de 1 (menor sensibilidad) a 5 (mayor sensibilidad) a cada especie (Anexo 1) combinando 8 rasgos biológicos (tamaño máximo, longevidad, motilidad, fijación, posición bentónica, modo de alimentación, flexibilidad y fragilidad) que reflejan tanto la resistencia como la capacidad de recuperación de las especies. Las especies más sensibles (grupo 5) fueron aquellas especies sésiles, permanentemente adheridas, emergentes (> 20 cm), longevas (> 11 años) con tamaños medianos o grandes (>11 cm), que se alimentan por filtración-suspensión-depósito, mayoritariamente desprotegidas y con poca o ninguna flexibilidad. Las especies menos sensibles (grupo 1) fueron las especies vagabundas que se arrastran y/o nadan activamente cerca de la superficie, mayoritariamente carnívoras y/o carroñeras con longevidades inferiores a 10 años y tallas medianas y pequeñas (< 10 cm). Las especies con sensibilidades intermedias mostraron patrones de rasgos intermedios entre los dos grupos descritos anteriormente.

Para calcular la sensibilidad de las especies a la pesca con palangre, y debido a que no existe un índice ya definido que combine las características de las especies para evaluar la sensibilidad de las especies a este tipo de pesca, seleccionamos de entre todos los rasgos sólo 3 (tamaño máximo, fijación y forma del cuerpo). La selección de los rasgos se basó en el conocimiento general de los impactos del palangre en las

comunidades epibentónicas (Parker y Bowden, 2010; Durán-Muñoz *et al.*, 2011; Sampaio *et al.*, 2012; Pham *et al.*, 2014) y reflejan la resistencia de las especies a este arte de pesca, más que su capacidad de recuperación. Como la pesca con palangre genera menos daños directos en el medio ambiente que la pesca de arrastre y los cambios en las comunidades bentónicas son menos detectables (Chuenpagdee *et al.*, 2003; Pham *et al.*, 2014), clasificamos las especies únicamente en tres grupos de sensibilidad (menor, media y mayor sensibilidad), según su respuesta a esta actividad (Anexo 1). Las especies más sensibles (grupo 3) fueron aquellas especies sésiles, permanentemente adheridas, con tamaños grandes (>50 cm) y formas corporales pedunculadas, arbóreas y erectas, incluyendo formas planas erectas. Las especies menos sensibles (grupo 1) fueron aquellas especies activamente móviles y/o nadadoras, con una forma corporal aplanada o globular e incluso especies sésiles y adheridas, pero de pequeño tamaño (< 2 cm). Las especies con sensibilidad intermedia mostraron patrones de rasgos intermedios entre los dos grupos descritos anteriormente: especies sésiles y permanentemente adheridas con formas corporales pedunculadas, arborescentes y erectas, pero de tamaño medio y medio-grande (2-50 cm) y especies vagabundas con forma corporal globular o de montículo y tamaño medio-grande.

En un siguiente paso, la sensibilidad a la pesca de arrastre o de palangre se calculó por muestra como

$$Sensibilidad = \frac{\sum N_i x B_i}{\sum Total}$$

donde N_i es el número de individuos de la especie i , B_i es el valor de sensibilidad de la especie i y N_{total} es el número total de individuos de la muestra. Por último, las sensibilidades de cada hábitat a ambos tipos de pesca se calcularon como la sensibilidad media de todas las muestras de cada hábitat a cada tipo de pesca. Las diferencias entre las sensibilidades de los hábitats se comprobaron con la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Kruskal y Wallis, 1952), y cuando se detectaron, se ejecutó la prueba "post-hoc" de suma de rangos de Wilcoxon por pares (método = holm) para identificar los hábitats responsables de tales diferencias.

Los mapas de sensibilidad se construyeron dando a cada celda de la cuadrícula el valor de sensibilidad del hábitat presente según el mapa rasterizado continuo de todos los hábitats bentónicos.

3.2.2 Mapas de perturbación

La perturbación se refiere a la acción física de las artes, tanto redes de arrastre como palangres, sobre las comunidades bentónicas. Los mapas de distribución de la perturbación por tipo de presión, pesca de arrastre y palangre, se obtuvieron combinando los mapas de sensibilidad y presión del hábitat, según el esquema y la matriz de perturbación desarrollada por Elliot *et al.* (2018) que categoriza las celdas de la cuadrícula en 9 niveles diferentes de perturbación (Figura 5).

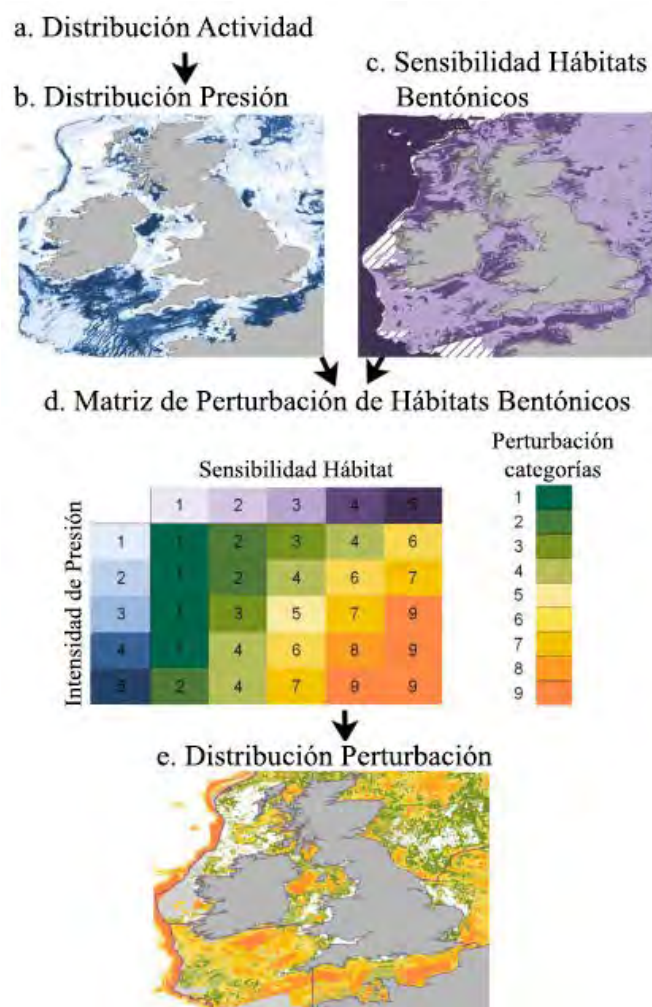


Figura 5. Esquema original de Elliot *et al.* (2018). Pasos necesarios para evaluar las perturbaciones derivadas de las actividades antropogénicas. Los datos antropogénicos (a) se recogen para cartografiar las presiones (b). Las evaluaciones de la sensibilidad del hábitat bentónico (c) se utilizan entonces en combinación con los datos de presión para evaluar y mapear la perturbación utilizando categorías que van de 1 a 9, donde 9 representa el 100% de perturbación (d-e).

En esta matriz, el cálculo del valor de perturbación (D) se obtiene aplicando la siguiente ecuación:

$$D = b + \frac{ab}{b}$$

donde b es la sensibilidad y a es la presión. Ponderando los valores, estos autores reflejaron que los hábitats bentónicos poco sensibles estaban menos afectados por la presión mientras que los hábitats bentónicos altamente sensibles estaban más afectados por la presión.

Se calcularon nueve y siete niveles distintos de perturbación por la pesca de arrastre y de palangre, respectivamente. La distribución de los distintos niveles de perturbación se superpuso a la distribución de los hábitats, con el fin de evaluar la extensión de la zona de cada hábitat perturbada por las actividades pesqueras.

3.2.3 Posibles escenarios y su aplicación a la gestión

La distribución y la superficie cubierta por cada hábitat están definidas por el umbral utilizado en la modelización para traducir la probabilidad prevista de presencia de cada hábitat en un mapa de clasificación de presencia-ausencia. Dado que los resultados obtenidos al aplicar la metodología propuesta en este estudio dependen, en primera instancia, de la distribución de los hábitats y de su cobertura en la zona de estudio, se utilizaron otros tres umbrales además del de prevalencia para delimitar la distribución de los hábitats bentónicos con el fin de probar la metodología en diferentes escenarios (Tabla 4).

Tabla 4. Umbrales utilizados para predecir la distribución de los ocho hábitats en la zona de estudio (Freeman y Moisen, 2008), obtenidos mediante la función "threshold" del paquete "dismo" (Hijmans *et al.*, 2017).

UMBRALES	DESCRIPCIÓN	Hab 1	Hab 2	Hab 3	Hab 4	Hab 5	Hab 6	Hab 7	Hab 8
Prevalencia	En el que la prevalencia modelada se acerca más a la prevalencia observada, es decir, la proporción de presencias al total	0.015	0.011	0.016	0.145	0.013	0.03	0.023	0.012
Kappa	En el que kappa es más alto	0.308	0.06	0.358	0.364	0.139	0.255	0.183	0.331
Sensibilidad - Especificidad	En el que la suma de la sensibilidad (tasa de verdaderos positivos) y la especificidad (tasa de verdaderos negativos) es más alta	0.087	0.02	0.008	0.116	0.025	0.012	0.029	0.03
Cuantil 10	Por encima del cual mantenemos el 90% de los datos, dejando fuera un 10%	0.325	0.017	0.037	0.092	0.025	0.031	0.103	0.336

Dos de los tres umbrales estudiados (cuantil 10 y sensibilidad-especificidad) presentaron valores muy similares a los obtenidos con la prevalencia y mostraron casi las mismas localizaciones para los hábitats biogénicos en toda el área de estudio (Figura 6). Sin embargo, el umbral kappa mostró una distribución más limitada para la mayoría de los hábitats biogénicos, aumentando la proporción de área cubierta por hábitats no biogénicos. Por lo tanto, los análisis de perturbación realizados en este estudio se repitieron utilizando el umbral kappa para definir la distribución de los hábitats bentónicos y los resultados se compararon con los obtenidos utilizando la prevalencia. Mientras que la prevalencia es el umbral en el que la prevalencia modelada (la proporción global de localizaciones en las que se predice que la variable está presente) se acerca más a la prevalencia observada, kappa es el umbral en el que el estadístico kappa se maximiza y, por tanto, la proporción de localizaciones correctamente clasificadas después de tener en cuenta la probabilidad de acuerdo por azar es la más alta.

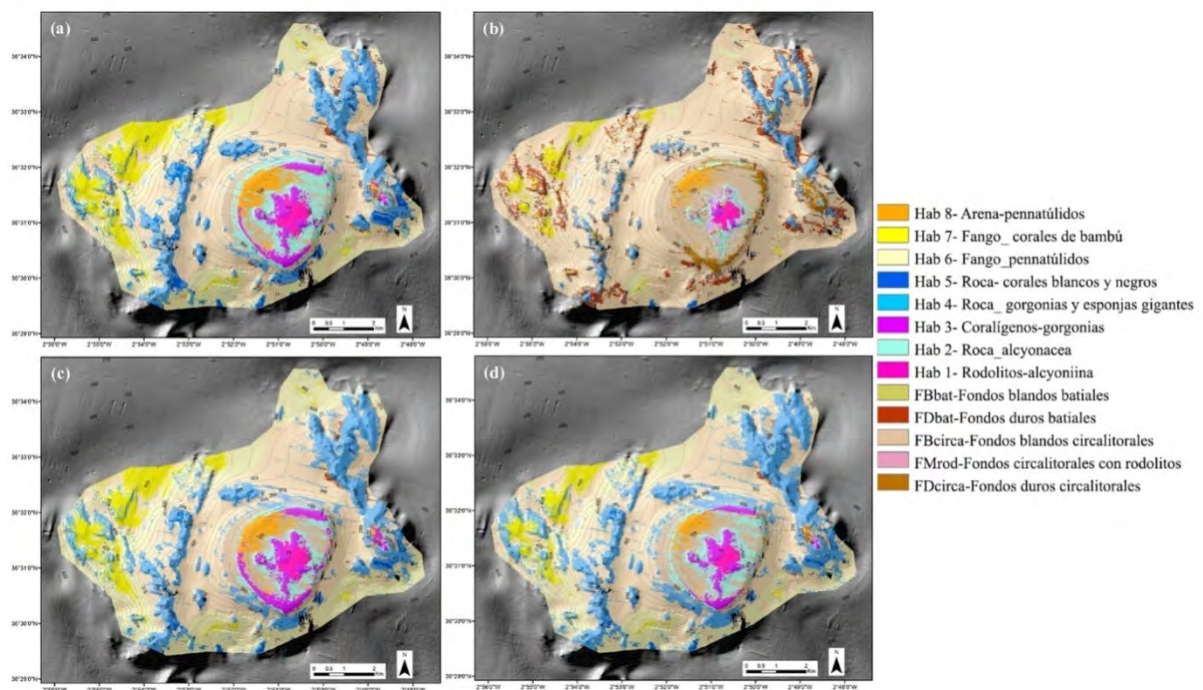


Figura 6. Mapas de hábitats bentónicos del monte submarino del Seco de los Olivos obtenidos mediante la fusión de todos los hábitats tras un proceso de modelización en dos fases y utilizando cuatro umbrales diferentes: (a) prevalencia, (b) kappa, (c) sensibilidad-especificidad y (d) cuantil 10.

Como análisis espacial complementario basado en estos dos escenarios que muestran dos distribuciones diferentes de hábitats bentónicos, se clasificaron las áreas del Seco de los Olivos para definir tanto las áreas prioritarias de conservación

como las potenciales de recuperación. A cada píxel se le asignó un valor de 1 a 3 en función de si los dos umbrales, uno o ninguno respectivamente, lo identificaban como área potencial para la distribución de un hábitat bentónico en función de las condiciones ambientales. Estas áreas, evaluadas junto con las áreas caracterizadas por diferentes niveles de perturbación, pueden proporcionar una visión general útil para informar la planificación espacial marina en esta área marina protegida.

4 Resultados

4.1 Caracterización de la actividad pesquera en la zona de influencia del LIC Sur de Almería-Seco de los Olivos

Durante el periodo de estudio (2010-2020), el número medio de embarcaciones que operaron anualmente en el LIC y disponían de sistema VMS fue de 112, de las cuales 54 lo hicieron en las inmediaciones del Seco de los Olivos. Tenían un tamaño medio de 17 m de eslora y alrededor del 60% procedía exclusivamente de 4 puertos: Almería, Motril, Carboneras y Adra (Figura 7). Aunque se apreciaron ligeras fluctuaciones interanuales en el número de embarcaciones por puerto de procedencia, solo se observó una reducción considerable (60%) en los últimos 4 años en los barcos del puerto de Motril.

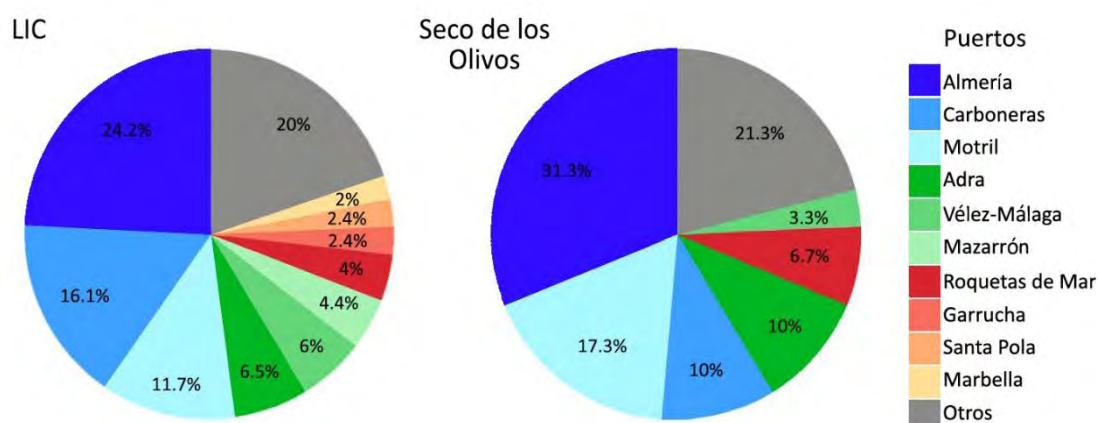


Figura 7. Procedencia de la flota que ha faenado en el área total del LIC y las proximidades del Seco de los Olivos durante el periodo de estudio 2010-2020. Bajo la denominación “Otros” se agruparon todos aquellos puertos con menos de 5 embarcaciones operando en el área de estudio.

Dentro de esta flota se distinguieron seis artes de pesca (modalidades) diferentes: arrastre de fondo con puertas (OTB), cerco (PS), palangre de superficie (LLD), palangre de fondo (LLS), trampas (FPO) y redes de enmalle (o trasmallos, GTR),

siendo las dos primeras las más utilizadas en cuanto a número de barcos y número de jornadas de pesca, mientras que la de trasmallo ha tenido poca representación en toda la zona. El tamaño de estas embarcaciones varió en función de la modalidad de pesca que llevaba a cabo desde los 13 m de eslora de los barcos de trasmallos hasta los 20 m de los arrastreros. Además, en cuanto al número de embarcaciones censadas para cada modalidad se observaron diferencias según los puertos de procedencia. De tal forma que la mitad de las embarcaciones de palangre, tanto de superficie como de fondo, procedían de Carboneras, al igual que un tercio de los barcos que operaron con trampas. Además, casi la mitad (40%) de los arrastreros provenían del puerto de Almería, así como la cuarta parte de los barcos del cerco (25%) y de las embarcaciones de trasmallos (28%).

La composición de la flota (número de barcos) por arte de pesca ha variado a lo largo de los once años de estudio, observándose un importante incremento del número de embarcaciones de cerco (59%) en todo el LIC y un descenso considerable de las dedicadas al palangre de fondo (75%), sobre todo en los últimos 3 años de estudio, y al arrastre de fondo con puertas (21%) (Figura 8). Sin embargo, en el entorno del Seco de los Olivos, el descenso en el número de arrastreros fue más acusado (37%), pasando de 43 a 27 embarcaciones en una década, pero los cerqueros mostraron un patrón contrario a lo observado para la totalidad del LIC, con una tendencia descendente (80%) en el número de embarcaciones entre 2013 y 2019 (Figura 8).

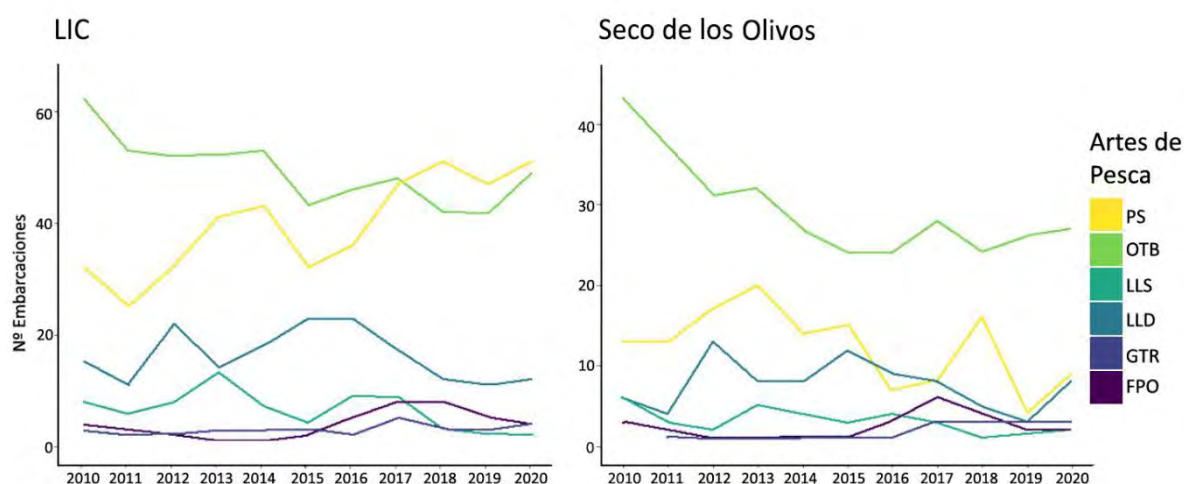


Figura 8. Evolución en el número de embarcaciones por modalidad de pesca (cerco, PS; arrastre de fondo con puertas, OTB; palangre de fondo, LLS; palangre de superficie, LLD; trasmallos, GTR y trampas, FPO) que trabajaron en toda el área del LIC y en las proximidades del Seco de los Olivos durante el periodo 2010-2020.

A lo largo de estos años, la actividad pesquera de la flota ha generado un total de 57431 jornadas de pesca, de las que el 23% se realizaron en el área del Seco de los Olivos. Como se ha indicado, el cerco y el arrastre de fondo con puertas fueron los artes más utilizados en el LIC abarcando más del 90% de las jornadas siendo el arrastre la más utilizada en el Seco de los Olivos donde alcanza casi el 90% de las jornadas de pesca del periodo de estudio (2010-2020) (Figura 9).

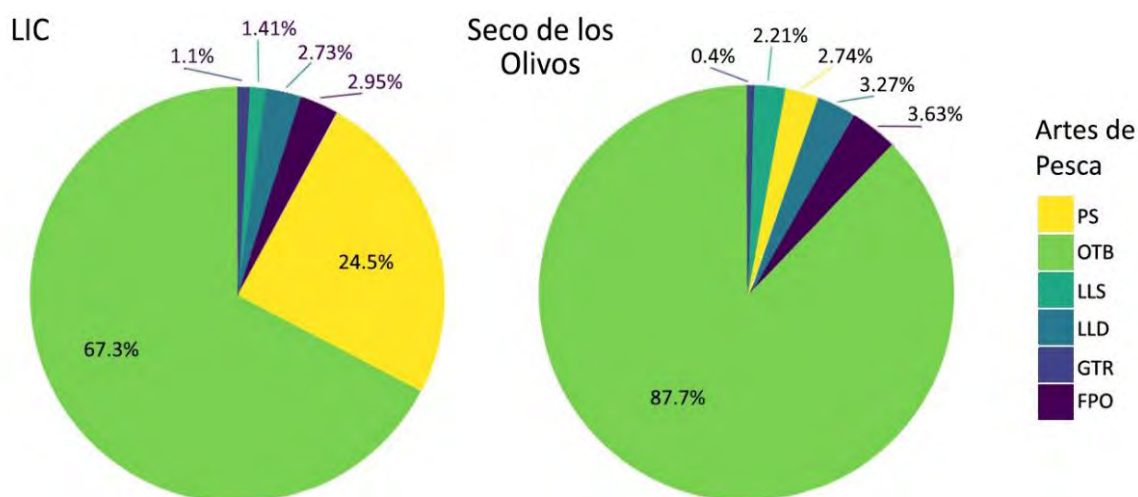


Figura 9. Jornadas de pesca (en porcentaje) realizadas con cada modalidad de pesca (cerco, PS; arrastre de fondo con puertas, OTB; palangre de fondo, LLS; palangre de superficie, LLD; trasmallos, GTR y trampas, FPO) en el área total del LIC y las proximidades del Seco de los Olivos durante el periodo de estudio 2010-2020.

Como se observa en la Figura 10, la actividad pesquera disminuye bruscamente a partir del año 2014. Así para el área total del LIC la media anual de jornadas de pesca fue de 6240 días entre los años 2010 y 2014 y disminuyó hasta 4063 días entre 2015 y 2019, lo que supone una reducción del 35% de la actividad pesquera (Figura 10). Esta misma tendencia se observó dentro de las proximidades del Seco de los Olivos donde la actividad pesquera se redujo en un 38%, de 1601 jornadas de pesca anuales entre 2010 y 2013 a 985 jornadas entre 2014 y 2019. Cabe destacar que en el año 2020 se observa una recuperación del número de jornadas de pesca hasta alcanzar valores similares a los del primer periodo tanto para la totalidad del LIC (5911 jornadas) como para el área próxima al Seco de los Olivos (1187 jornadas).

La diferencia en la actividad pesquera observada entre los periodos 2010-2014 y 2015-2019 también estuvo acompañada de cambios en la modalidad de pesca utilizada (Figura 11). Así, dentro del LIC la modalidad de cerco mostró una tendencia ascendente hasta 2014, observándose un descenso brusco de un 19% en su actividad

media en el periodo 2015-2016 (Figura 11). Sin embargo, en 2017 se observa una recuperación que se mantiene hasta la actualidad, con una media de 1411 jornadas de pesca anuales en el LIC (Figura 11). En cambio, en las proximidades del Seco de los Olivos (Figura 11), la actividad pesquera del cerco ha ido descendiendo paulatinamente año tras año, exceptuando un pequeño aumento en 2017-2018, hasta alcanzar las cuatro jornadas de pesca en 2019. En cuanto al arrastre de fondo con puertas, su actividad pesquera ha descendido considerablemente a lo largo del periodo, sobre todo a partir de 2015, donde se reducen las jornadas de pesca a la mitad con respecto al periodo anterior (2010 a 2014), tanto en el conjunto del LIC como en las proximidades del Seco de los Olivos.

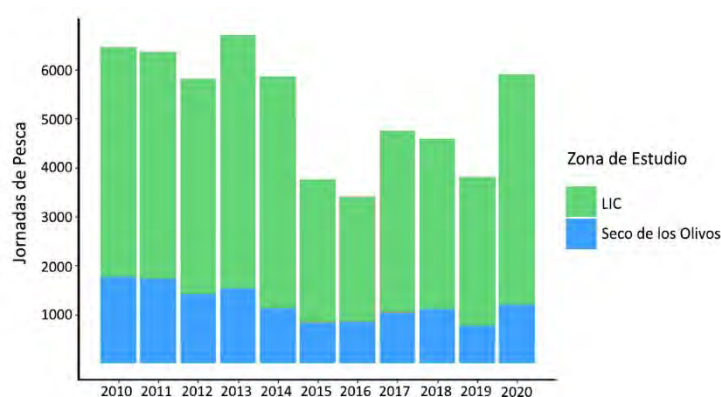


Figura 10. Jornadas de pesca (número) anuales realizadas en la totalidad del LIC (en verde) y en las proximidades del Seco de los Olivos (en azul) a lo largo del periodo de estudio 2010-2020.

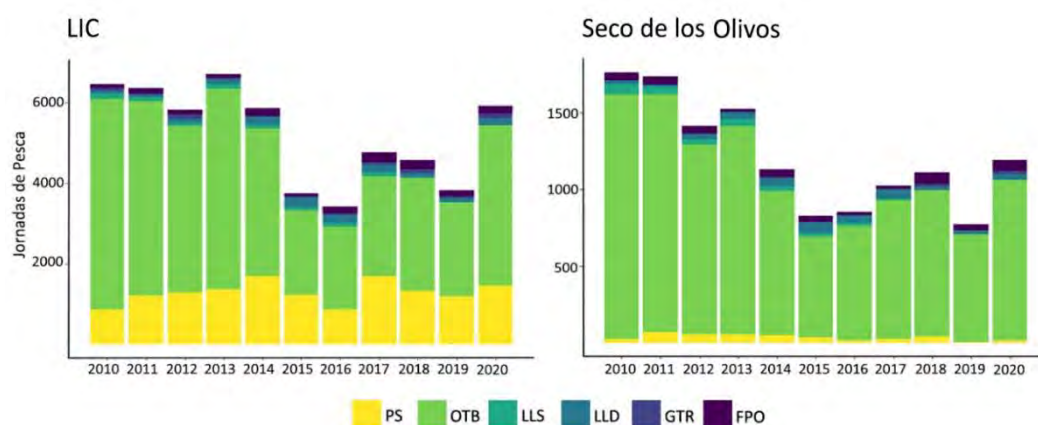


Figura 11. Jornadas de pesca (número) anuales por modalidad de pesca (cerco, PS; arrastre de fondo con puertas, OTB; palangre de fondo, LLS; palangre de superficie, LLD; trasmallos, GTR y trampas, FPO) en (a) todo el LIC y (b) en las proximidades del Seco de los Olivos a lo largo del periodo de estudio 2010-2020.

En lo referente a las modalidades de palangre, la actividad pesquera del palangre de fondo descendió drásticamente en 2018, pasándose de una media de 96 jornadas de

pesca (2010 a 2017) a 15 jornadas de pesca anuales (2018 a 2020) (Figura 11). Esta tendencia ha sido más drástica en las proximidades del Seco de los Olivos, donde ya desde 2015 se apreciaba una tendencia descendente, llegando a no existir ninguna actividad pesquera de esta modalidad en 2019. En cambio, en el palangre de superficie se apreció un aumento de más del doble de jornadas de pesca anuales entre 2010 y 2017, año a partir del cual desciende la actividad pesquera hasta situarse en 2019 en valores próximos a los del inicio del periodo de estudio. Por último, las dos modalidades de pesca con menor representación en el LIC, trasmallos y trampas, presentaron oscilaciones considerables en su actividad pesquera anual. Así, en el uso de trampas se apreció una tendencia general ascendente, desde las 95 jornadas de pesca de 2010 hasta las 233 de 2018, exceptuando la reducción de jornadas de pesca (de hasta un 42%) observadas en los años 2013, 2015 y 2019 en la zona del LIC (Figura 11). De la misma manera, la actividad pesquera del trasmallo fue variable a lo largo del periodo de estudio. Se observaron dos años de elevada actividad pesquera, 2012 con 100 jornadas de pesca y 2018 con 98 jornadas de pesca, separados por un periodo, de 2013 a 2017, donde la actividad con trasmallo se redujo hasta un promedio de 35 jornadas de pesca anuales para el conjunto del LIC (Figura 11). Esta modalidad de pesca tiene poca representación en las proximidades del Seco de los Olivos, existiendo cuatro años donde no hubo registros de actividad pesquera en esta zona (Figura 11).

En cuanto al volumen total de capturas desembarcadas entre los años 2010 y 2020, en el LIC se obtuvieron un total de 38505.4 toneladas (t), de las cuales 3841.8 t se capturaron en el área próxima al Seco de los Olivos. Por la abundancia en sus capturas destacaron especies objetivo como el estornino (*Scomber colias*) o las diferentes especies de jurel (*Trachurus* spp.), tanto en la totalidad del área del LIC como en la zona del Seco de los Olivos. Como se observa en la (Figura 12), existen diferencias en el volumen de captura a lo largo de la serie de años estudiada distinguiéndose tres periodos marcados. Por un lado, entre los años 2011 y 2014, el volumen total capturado alcanzó las 3701.6 t anuales dentro del área del LIC, de las cuales 454.9 t se capturaron en la zona del Seco de los Olivos. En segundo lugar, se observó una drástica reducción del 48% de las capturas entre los años 2015 y 2016 con una media de 1919.6 t anual dentro del LIC. Por último, a partir del año 2017 se observó un incremento hasta alcanzar volúmenes de captura similares al primer

periodo, donde destaca un año “atípico”, el 2019, en el cual se superó un 36% el volumen medio de capturas anuales de este periodo de estudio (Figura 12).

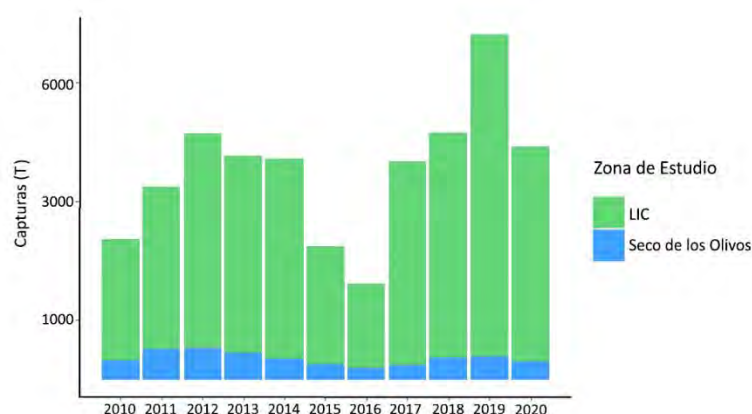


Figura 12. Volumen de capturas (t) en la zona de estudio, en la totalidad del LIC (en verde) y en las proximidades del Seco de los Olivos (en azul) a lo largo del periodo de estudio 2010-2020.

Al calcular el volumen de capturas anual (t) para cada modalidad de pesca, se observa que el descenso de capturas correspondiente al periodo 2015-2016 (Figura 12) está especialmente relacionado con el volumen de capturas de la flota de arrastre de fondo con puertas y de cerco (Figura 13). Al estudiar las capturas en detalle, se observa una importante reducción podría de más del 80% de las capturas de bacaladilla y del grupo Natantia en el periodo 2015-2016, especies objetivo de los arrastreros. Además, en el 2016 hubo una disminución de casi un 95% respecto al periodo anterior de estornino, especie objetivo de los cerqueros. Sin embargo, el año 2015 fue el mejor año de capturas de pez espada para el palangre de superficie, con un volumen de capturas de 151.7 t (de las que 41 t se capturaron en las proximidades de la montaña submarina).

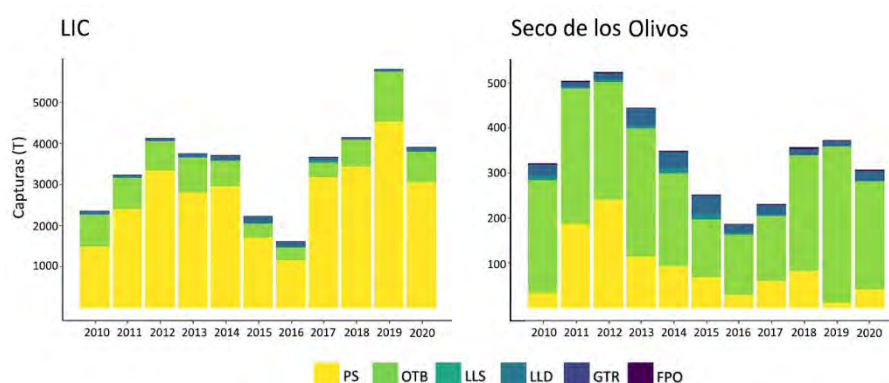


Figura 13. Volumen de capturas (t) anuales por modalidad de pesca (cerco, PS; arrastre de fondo con puertas, OTB; palangre de fondo, LLS; palangre de superficie, LLD; trasmallos, GTR y trampas, FPO) en todo el LIC y en las proximidades del Seco de los Olivos a lo largo del periodo de estudio 2010-2020.

Como era de esperar, la composición de las especies y el volumen de capturas (t) descargadas por la flota que opera en el LIC fue distinta dependiendo de su modalidad de pesca (Figura 14). Así, para los cerqueros las especies más relevantes fueron el estornino, la sardina y las diferentes especies de jurel, que abarcaron el 53% del volumen total de capturas en el LIC (Figura 14, *PS*) y el 56% en el área del Seco de los Olivos (Figura 14, *PS*). Por otro lado, para los arrastreros las más abundantes fueron las distintas especies de jurel y de salmonetes, el grupo de Natantia destacando la gamba roja (*Aristeus antennatus*), la gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*) y el camarón marcial (*Plesionika martia*), y la bacaladilla, que en conjunto comprendieron el 43% del volumen total de capturas en el LIC y el 53% (Figura 14, *OTB*) en las proximidades del Seco de los Olivos (Figura 14, *OTB*). En la pesca con palangre de fondo las especies más notables fueron el pez espada (*Xiphias gladius*), el besugo y las diferentes especies de jurel, englobando el 68% del volumen de capturas en el LIC (Figura 14, *LLS*). En la zona del Seco de los Olivos las capturas de palangre de fondo se dirigieron a la captura del pez espada y del besugo, que representan el 85% del volumen total de capturas (Figura 14, *LLS*). Mientras que para el palangre de superficie el pez espada fue la especie predominante, ya que supone más del 90% de las capturas de esta flota tanto en el LIC como en la zona próxima el Seco de los Olivos (Figura 14, *LLD*). Para la flota de trasmallos, las especies más relevantes fueron la sepia (*Sepia officinalis*) y varias especies de jurel, que englobaron en conjunto el 40% del volumen de capturas en el LIC (Figura 14, *GTR*). Mientras que, en las proximidades del Seco de los Olivos, las especies predominantes fueron la langosta (*Palinurus elephas*), los rapés (*Lophius spp*) y el pargo (*Pagrus pagrus*), que en conjunto supusieron el 50% del volumen total de capturas (Figura 14, *GTR*). Por último, para la flota de trampas más del 90% de las capturas fueron especies del grupo Natantia tanto en el LIC como en la zona del Seco de los Olivos (Figura 14, *FPO*).

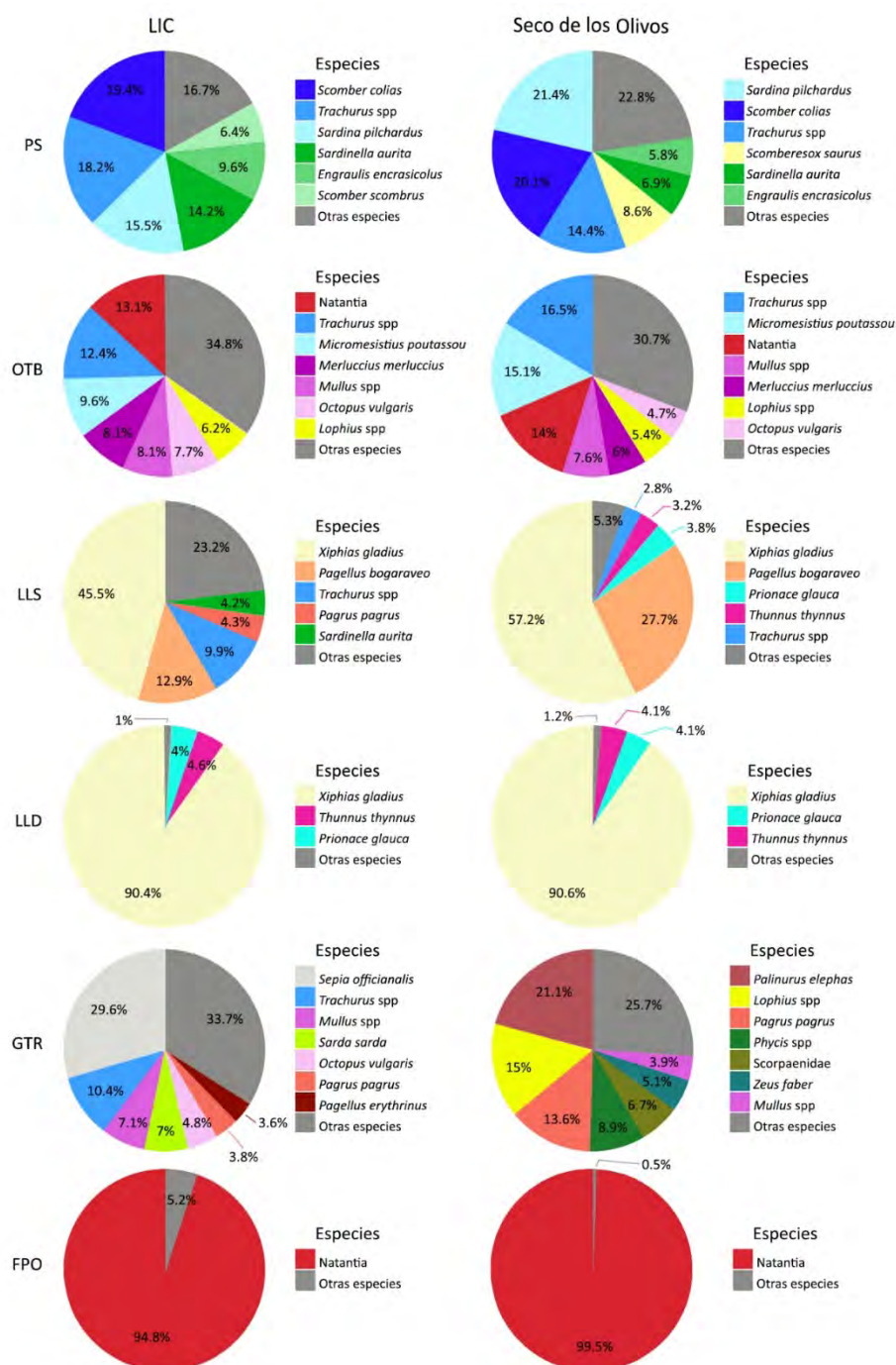


Figura 14. Composición de la captura de la pesquería de cerco (PS), arrastre de fondo con puertas (OTB), palangre de fondo (LLS), palangre de superficie (LLD), trasmallos (GTR) y trampas (FPO) en toda el área del LIC y en las proximidades del Seco de los Olivos en el periodo de estudio 2010-2020.

De las seis modalidades de pesca presentes en la flota que operó en el área del LIC durante el periodo 2010-2020, el arrastre de fondo con puertas y el palangre de fondo son las que directamente pueden producir perturbaciones que amenacen la integridad de los fondos marinos. Por ello, para estas dos modalidades de pesca se realizó una caracterización más detallada y un estudio de la distribución del esfuerzo pesquero para el conjunto del LIC y en especial, para las proximidades del Seco de los Olivos.

4.1.1 Arrastre de fondo con puertas

Como se ha indicado, para las pesquerías de arrastre de fondo con puertas que faenan en el LIC Sur de Almería-Seco de los Olivos las principales especies objetivo son varias especies de jurel y de salmonete, el grupo Natantia y la bacaladilla (Figuras 14 y 15).

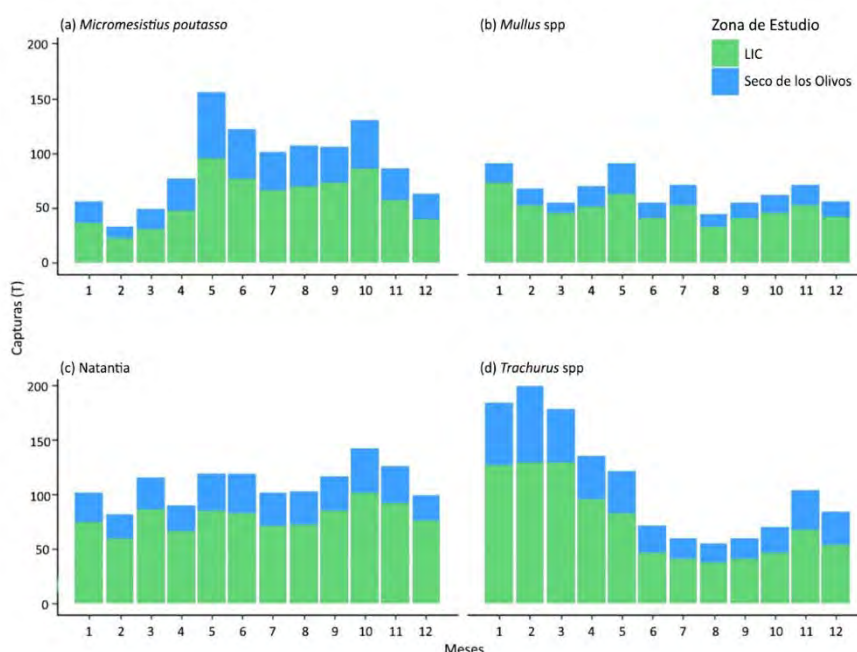


Figura 15. Volumen medio de capturas (t) a lo largo del año (en meses) de las principales especies objetivo de la flota de arrastre de fondo con puertas; a) bacaladilla, *Micromesistius poutassou*; b) salmonete, *Mullus* spp.; c) Natantia y d) jurel, *Trachurus* spp., en toda el área del LIC (en verde) y en las proximidades del Seco de los Olivos (en azul) en el periodo de estudio 2010-2020.

En total, la flota de arrastreros en el LIC a lo largo del periodo 2010-2020 ha estado formada por 49 embarcaciones que han realizado un total de 3512 jornadas de pesca anuales, mientras que en el Seco de los Olivos la media de embarcaciones fue de 29, con un total de 1063 días de pesca al año. La actividad pesquera de esta flota varió a lo largo del año, apreciándose dos momentos donde aumenta considerablemente. El primero se produce entre los meses de febrero a mayo, donde ocurren las capturas más abundantes de jurel entre febrero y marzo (Figura 15d) y de bacaladilla y salmonete en mayo (Figura 15a). El segundo periodo, entre octubre y noviembre, corresponde a la mayor concentración de días de pesca de los arrastreros en toda el área del LIC y coincide con la mayor abundancia de capturas del grupo Natantia (20% de las descargas anuales) (Figura 15c) y con otro pico de capturas de bacaladilla en el mes de noviembre (Figura 15a).

El esfuerzo pesquero de arrastre, medido como área barrida (Figura 16), se distribuyó por toda la zona oeste del LIC concentrándose sobre todo a profundidades entre 200 y 400 metros, donde la flota podría dirigir su actividad a especies como el jurel (*Trachurus trachurus*), la bacaladilla o la gamba blanca; y entre 700 y 900 metros, donde la actividad podría estar destinada a la captura de gamba roja. En la zona del Seco de los Olivos (Figura 17), el esfuerzo de arrastre se distribuyó en caladeros de zonas aplaceradas ubicadas al norte, a profundidades entre 200 y 400 metros, y al sureste, en profundidades superiores a los 700 metros, de la montaña submarina.

La evolución del esfuerzo pesquero mostró una reducción en torno al 40% del área media barrida medio de arrastre entre los años 2015 y 2019, con respecto al periodo 2010-2014, en la totalidad del LIC y en las proximidades del Seco de los Olivos (Figura 18 y Figura 19). Este descenso considerable del esfuerzo de arrastre podría ser consecuencia de la reducción progresiva de la flota y de la actividad pesquera de los arrastreros observada para este periodo (Figura 8).

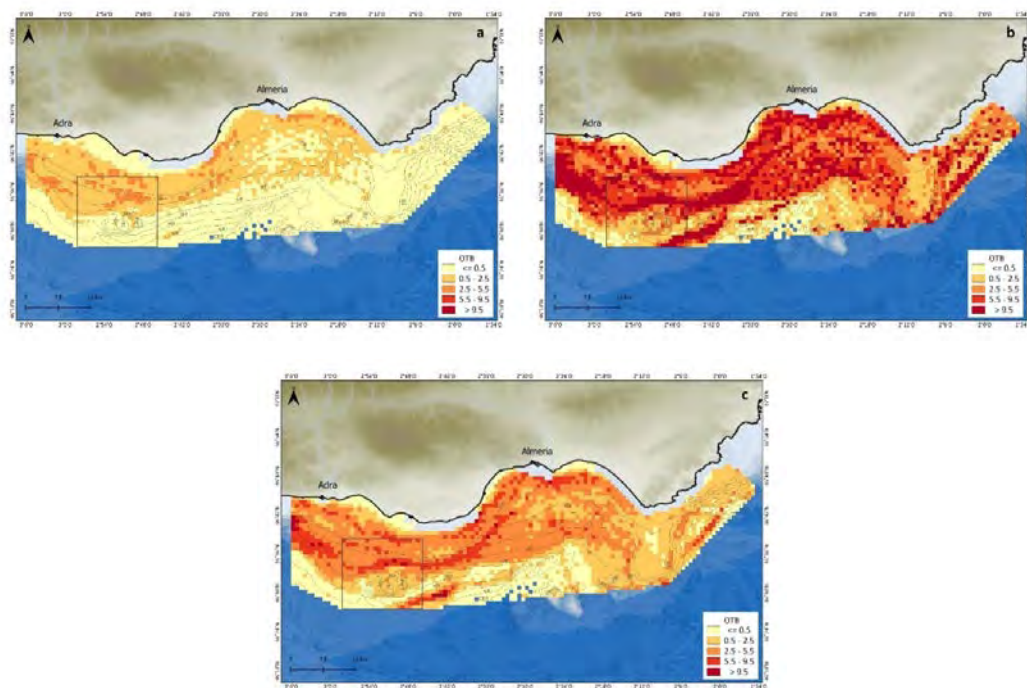


Figura 16. Mapas de distribución espacial del arrastre de fondo con puertas (OTB, por área barrida), (a) mínimo, (b) máximo y (c) media de esfuerzo para todo el periodo de estudio en el LIC. El rectángulo indica el área del Seco de los Olivos.

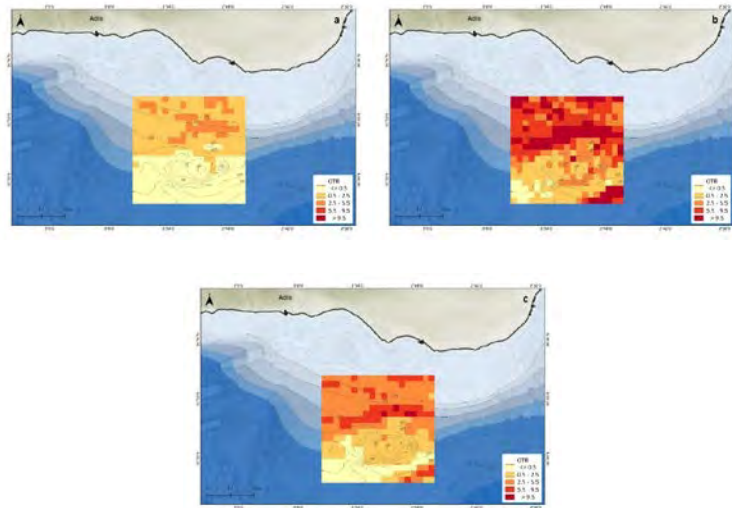


Figura 17. Mapas de distribución espacial del arrastre de fondo con puertas (OTB, por área barrida), (a) mínimo, (b) máximo y (c) media de esfuerzo para todo el periodo de estudio en el Seco de los Olivos.

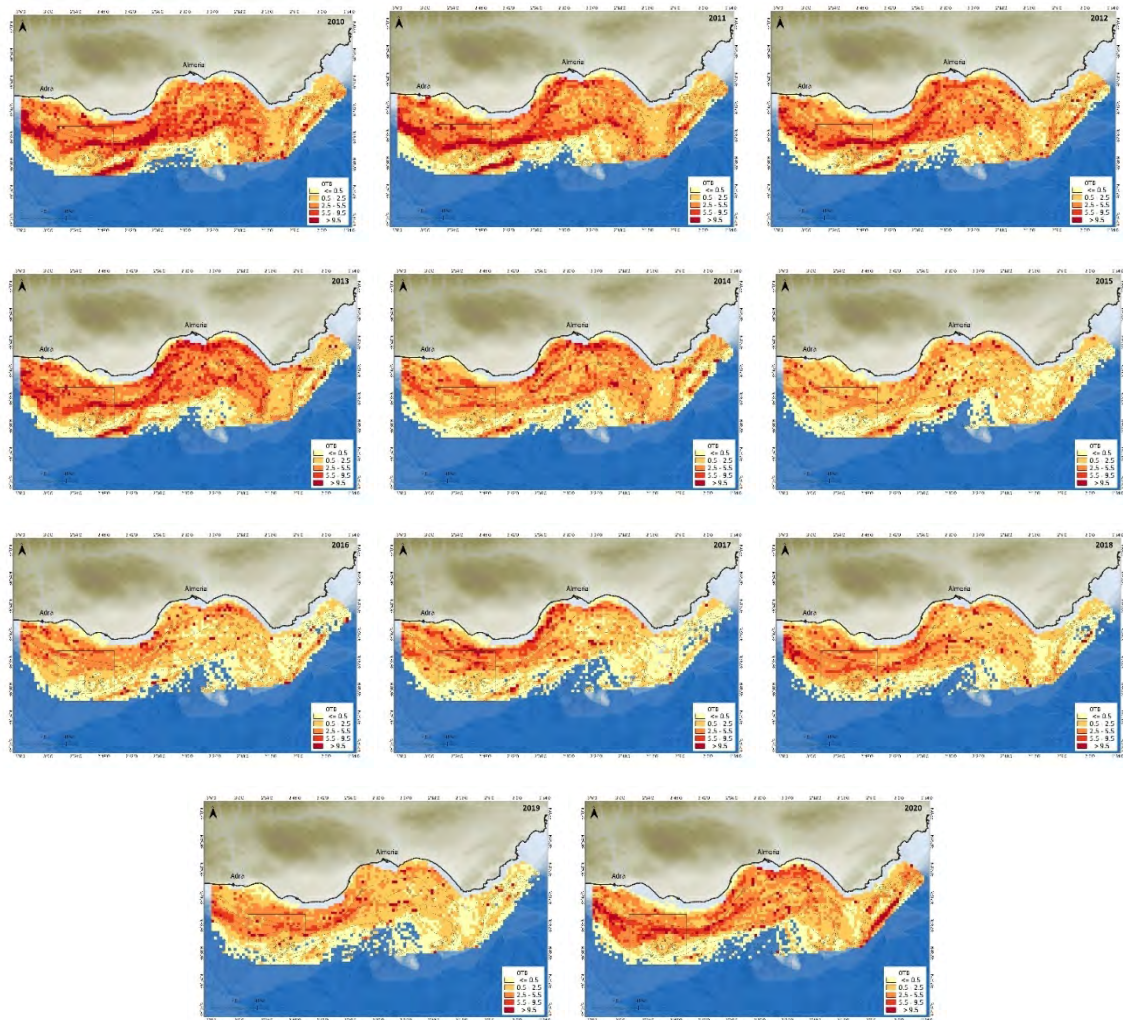


Figura 18. Mapas de distribución espacial del arrastre de fondo con puertas (OTB, por área barrida) de 2010 a 2020 en el LIC. El rectángulo indica el área del Seco de los Olivos.

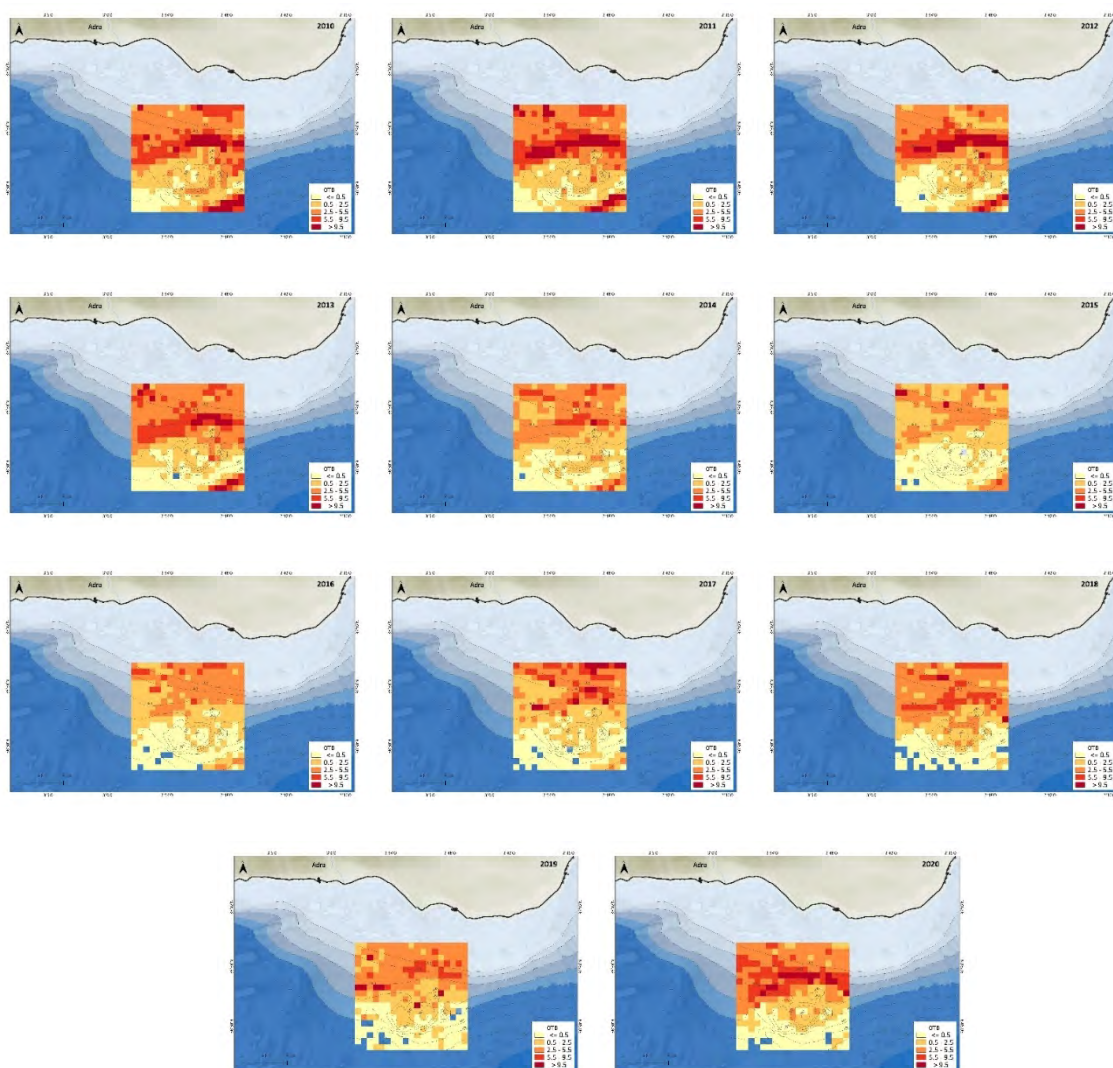


Figura 19. Mapas de distribución espacial del arrastre de fondo con puertas (OTB, por área barrida) de 2010 a 2020 en el Seco de los Olivos.

4.1.2 Palangre de fondo

Las pesquerías de la flota de palangre de fondo en el LIC tienen como especies objetivo más representativas el pez espada y el besugo. En el LIC han trabajado de media, a lo largo del periodo 2010-2020, 6 embarcaciones, con un total de 74 jornadas de pesca anuales, mientras que en el Seco de los Olivos la media de embarcaciones fue de 3, con un total de 27 días de pesca al año. La actividad pesquera de esta flota se concentró entre los meses de agosto y noviembre, donde se llevaron a cabo en torno a la mitad de las jornadas de pesca del año. Este periodo de mayor intensidad de la actividad pesquera coincide con la época de mayores capturas de pez espada (70%) que ocurren entre agosto y septiembre (Figura 20a) y de gran abundancia de

besugo (50%) que ocurre entre septiembre y noviembre (Figura 20b), tanto en el conjunto del LIC como en el área del Seco de los Olivos.

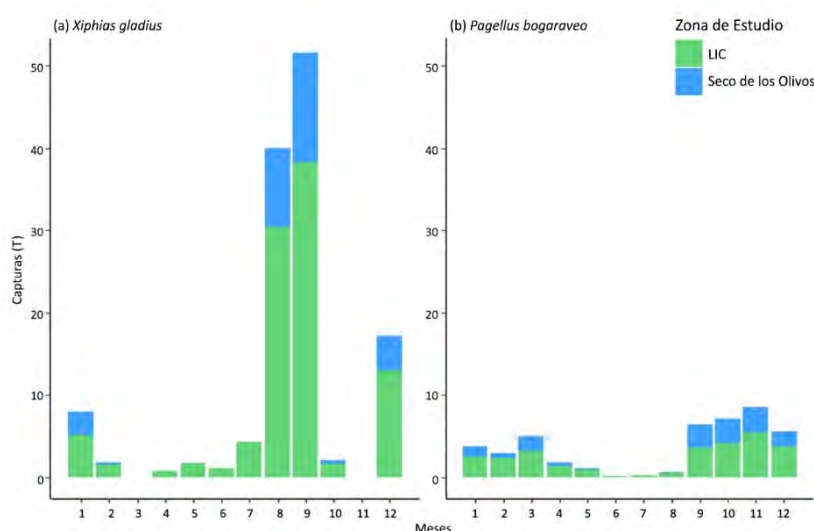


Figura 20. Volumen medio de capturas (t) a lo largo del año (en meses) de las principales especies objetivo de la flota de palangre de fondo; (a) pez espada, *Xiphias gladius* y (b) besugo, *Pagellus bogaraveo*, en toda el área del LIC (en verde) y en las proximidades del Seco de los Olivos (en azul) en el periodo de estudio 2010-2020.

El esfuerzo pesquero del palangre de fondo, medido como tiempo de recogida del aparejo, se concentró sobre todo en el noroeste del LIC, entre 50 y 200 metros de profundidad, donde la actividad podría estar dirigida a la captura de pez espada y besugo (especies con mayor abundancia de capturas en esta modalidad de pesca) (Figura 21). Y también en el área del Seco de los Olivos, en concreto, en las crestas noreste y suroeste de la montaña submarina, entre 200 y 500 metros de profundidad, donde el esfuerzo pesquero se centra en la captura casi exclusiva del besugo (Figura 22). Cabe destacar que el 40% de las capturas totales de besugo en el LIC se recolectaron en la zona del Seco de los Olivos.

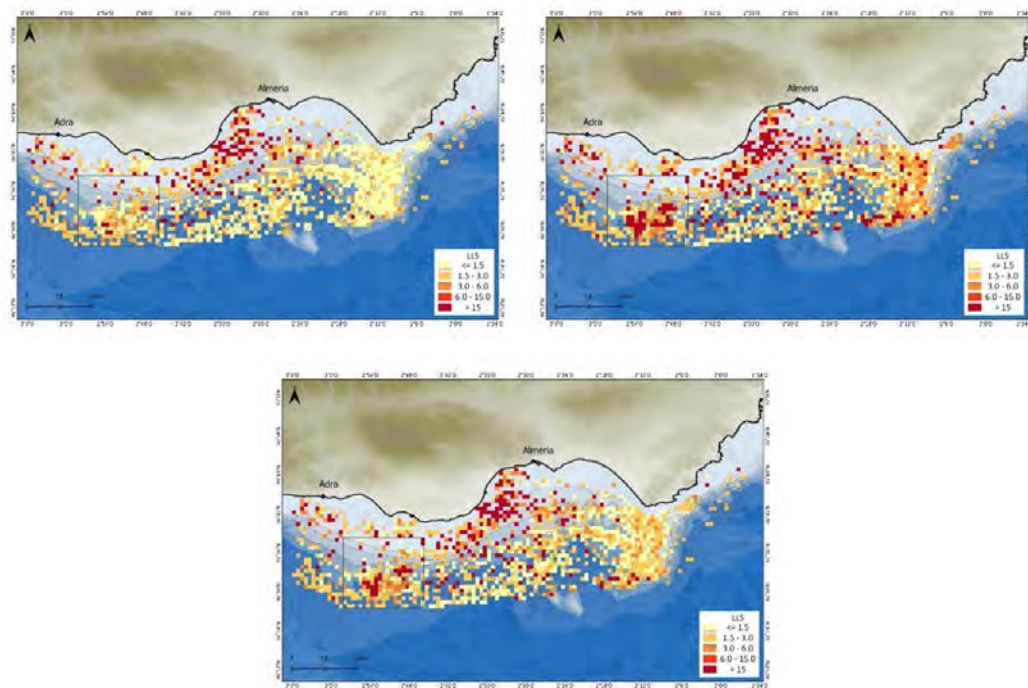


Figura 21. Mapas de distribución espacial del palangre de fondo (LLS, por tiempo de recogida de aparejo), (a) mínimo, (b) máximo y (c) media de esfuerzo para todo el periodo de estudio en el LIC. El rectángulo indica el área del Seco de los Olivos.

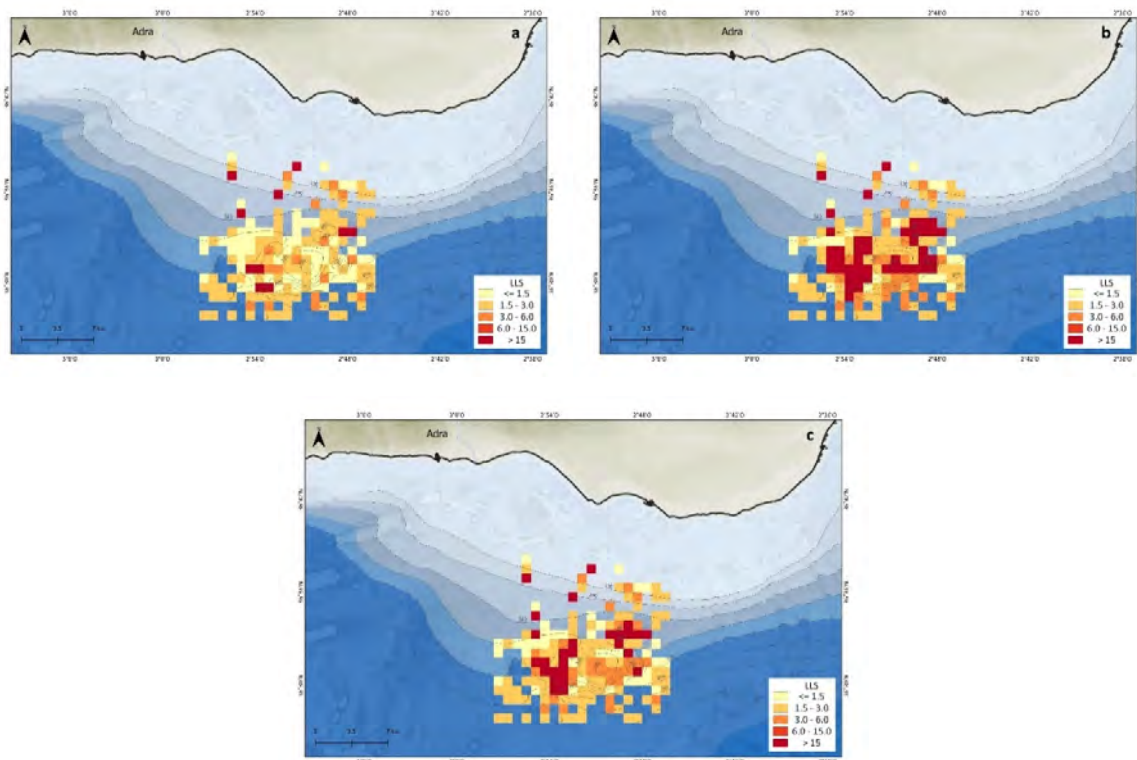


Figura 22. Mapas de distribución espacial del palangre de fondo (LLS, por tiempo de recogida de aparejo), (a) mínimo, (b) máximo y (c) media de esfuerzo para todo el periodo de estudio en el Seco de los Olivos.

4.2 Presión pesquera

El esfuerzo pesquero se distribuyó de forma irregular por toda la zona de estudio (Figura 23). Como se ve en la Figura 23, el esfuerzo de arrastre, aunque se distribuyó de forma generalizada por toda la montaña submarina, fue especialmente notable en la parte oriental de la zona de estudio y sobre todo, en los caladeros de arrastre situados al norte y al sur de la zona de estudio. No obstante, también se encontraron zonas irregulares sin esfuerzo de arrastre (nivel 0), lo que posiblemente indica zonas no aptas para el arrastre. Sin embargo, la distribución del esfuerzo de palangre (Figura 23). se concentró claramente en las crestas de las crestas circundantes, así como en la cumbre del guyot central.

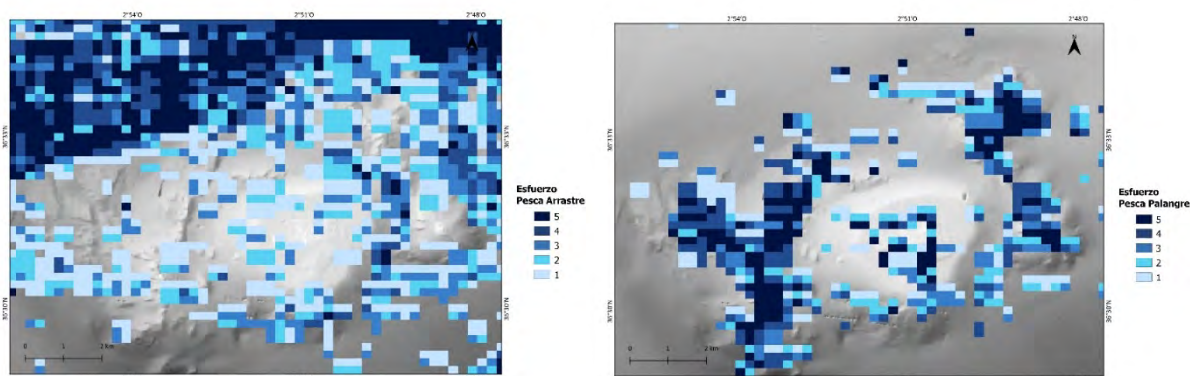


Figura 23. Mapas de distribución de la pesca: (izquierda) arrastre y (derecha) palangre.

4.3 Sensibilidad del hábitat

Al comparar los hábitats biogénicos y no biogénicos en el mismo tipo de sustrato (blando, rodolitos y duro) y rango de profundidad (circalitoral y batial), los hábitats biogénicos mostraron una sensibilidad significativamente mayor tanto a la pesca de arrastre como al palangre que los hábitats no biogénicos ($\chi^2 = 1141,1$; $p < 2,2 \times 10^{-16}$) (Figura 24; Tabla 5). En el caso de la pesca de arrastre, los hábitats más sensibles fueron los hábitats biogénicos del circalitoral (hábitats 2-'roca-alcyonacea' y 3-'coralígeno-gorgonias'), seguidos de los demás hábitats biogénicos. Sólo un hábitat (el no biogénico 'SBcirca- fondos blandos del circalitoral') mostró un valor de sensibilidad igual a 1, lo que indica un hábitat no sensible. En el caso de la pesca con palangre, todos los hábitats biogénicos se mostraron sensibles, mientras que todos los hábitats no biogénicos se mostraron no sensibles, excepto el hábitat HBbat-Bathyal fondos duros, que también obtuvo un valor de sensibilidad igual a dos.

Aunque el Hab-7 *Isidella elongata* mostró un valor ligeramente superior, ninguno de los hábitats sensibles alcanzó el máximo nivel de sensibilidad.

Figura 24. Sensibilidad de los hábitats bentónicos a la pesca de arrastre y de palangre. Se compararon los hábitats con componente biogénico (en azul) y sin componente biogénico (en fucsia) para las diferentes categorías de profundidad (circalitoral y batial) y tipo de fondo (blando, rodolitos y duro).

Tabla 5. Sensibilidad del hábitat a la pesca de arrastre y de palangre. Los nombres entre comillas indican el nombre abreviado de los hábitats utilizados a lo largo del texto y las figuras.

HÁBITATS BENTÓNICOS	NOMBRE	Sensibilidad Arrastre	Sensibilidad Palangre
HÁBITATS BIOGÉNICOS			
1	'Rodolitos-alcyoniina'	4	2
2	'Roca_alcyonacea'	5	2
3	'Coralígenos-gorgonias'	5	2
4	'Roca_gorgonias y esponjas gigantes'	4	2
5	'Roca- corales blancos y negros'	4	2
6	'Fango_pennatúlidos'	4	2
7	'Fango_ corales de bambú'	4	2
8	'Arena-pennatúlidos'	4	2
HÁBITATS NO BIOGÉNICOS			
Fbcirca	Fondos blandos circalitorales	1	1
Fbbat	Fondos blandos batiales	2	1
Fmrod	Fondos circalitorales con rodolitos	2	1
Fdcirca	Fondos duros circalitorales	3	1
Fdbat	Fondos duros batiales	3	2

Los hábitats bentónicos más sensibles tanto para la pesca de arrastre como para el palangre se distribuyen principalmente en la parte superior del banco central y en los pináculos de las elevaciones laterales circundantes (Figura 25).

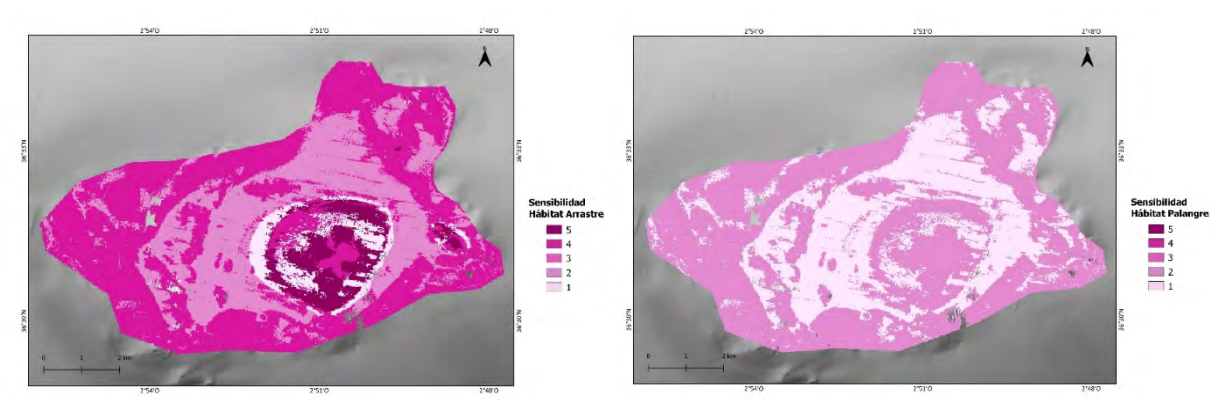


Figura 25. Distribución de la sensibilidad del hábitat bentónico a la pesca de arrastre (izquierda) y el palangre(derecha).

El análisis de sensibilidad de las comunidades bentónicas ha mostrado que los hábitats biogénicos son más sensibles a la pesca de arrastre y de palangre que los hábitats no biogénicos. Esto se explica por las altas densidades de HFS que caracterizan a los hábitats biogénicos, principalmente cnidarios (Alcyonacea, Antipatharia, Scleractinia y Pennatulacea) y poríferos (Hexactinellida), considerados como los más susceptibles a las perturbaciones ya que todos ellos son especies sésiles tridimensionales frágiles con alta longevidad y tasas de crecimiento lentas, ciclos reproductivos largos y bajas tasas de reclutamiento (MacDonald *et al.*, 1996; Williams, *et al.*, 2007; Andrews *et al.*, 2009; Carreiro-Silva *et al.*, 2013; Lacharité y Metaxas, 2013). La contribución del HFS a la sensibilidad de estos hábitats biogénicos enmascara la sensibilidad aportada por el resto de la comunidad asociada. Aunque también calculamos la sensibilidad de los hábitats utilizando sólo las especies clave, los análisis basados en toda la comunidad biológica reflejaron mejor la composición de especies y la abundancia de los hábitats no biogénicos, ya que estos análisis dieron lugar a una mayor variabilidad de los valores de sensibilidad para estos hábitats.

4.4 Interacción pesca y hábitats bentónicos

Todos los hábitats descritos en este monte submarino, tanto los biogénicos como los no biogénicos, estaban sometidos a la pesca de fondo (Figura 26). El hábitat 1-'maërl-alcyoniina' fue el que presentó la menor superficie expuesta al esfuerzo de arrastre, con un 89,4% de su área de distribución no sometida a la pesca (nivel de esfuerzo=0), seguido de los hábitats 'MBrhod- Fondos circalitorales con rodholitos' (75,3%) y 'HBcirca- Fondos duros circalitorales' (75,2%). Por el contrario, los hábitats con el mayor porcentaje de su distribución sometido a diferentes niveles de esfuerzo de arrastre fueron el hábitat 6-'fangos-penátidos' (62,8%), 'SBbat- Fondos blandos del Batial' (52,7%), 'SBcirca-Fondos blandos del Circalitoral' (50,3%;) y el hábitat 8-'arenas-penátidos' (prevalencia: 47,6%).

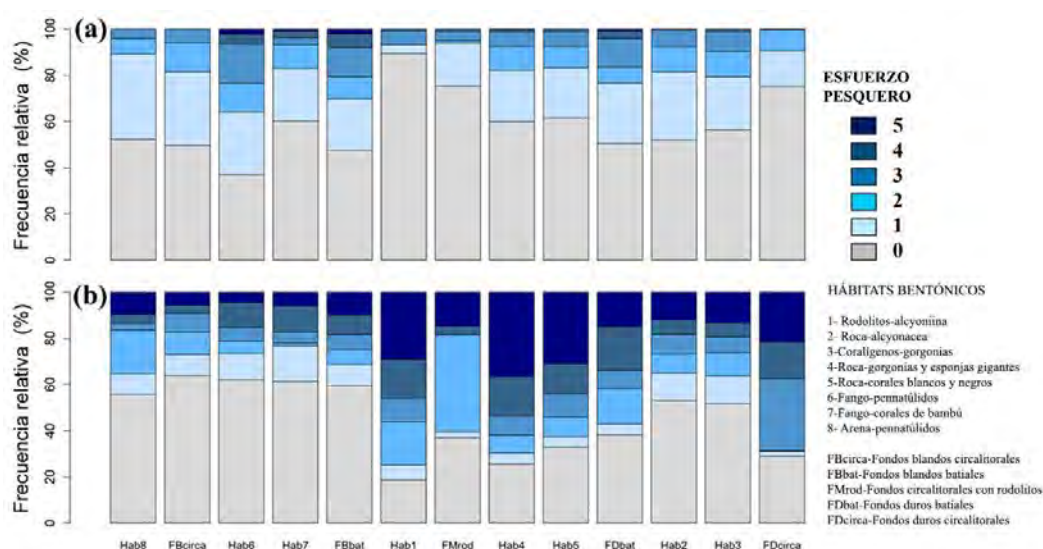


Figura 26. Frecuencia relativa de las celdas de la cuadrícula de cada hábitat bentónico sometido a los diferentes niveles de esfuerzo pesquero: (a) arrastre y (b) palangre. El nivel de esfuerzo 0 incluía todas las celdas de la cuadrícula en las que no se registra ninguna pesca. El esfuerzo relativo es para cada tipo de pesca y los valores no son comparables entre ellos.

Los resultados obtenidos del análisis de los datos del palangre mostraron que los hábitats sobre fondos blandos, tanto biogénicos como no biogénicos, tenían el menor porcentaje de su distribución sometida a la pesca con palangre: SBcirca (63,8%), hab 6- 'fango-penatúlidos' (61,9%), hab 7- 'fango-corales de bambú' (61,3%), SBbat (59,5%) y hab 8- 'arena-penatúlidos' (55,7%). Por el contrario, los hábitats con los mayores porcentajes de su área de distribución sometidos a pesca fueron los biogénicos sobre fondos circalitorales con rodolitos y sustratos duros batiales, como el hábitat 1- 'maërl-alcyoniina' (81,3%) y el hábitat 4- 'gorgonias de roca y esponjas gigantes' (74,3%).

A partir de las imágenes de los transectos del ROV, mientras que la persistencia en buenas condiciones de colonias más grandes de especies como *Paramuricea clavata*, *Eunicella verrucosa* o *Madrepora oculata* y esponjas gigantes como *A. setubalense* en fondos rocosos puede revelar zonas no expuestas a la pesca, las imágenes de colonias rotas, aisladas y dispersas de *M. oculata*, *A. setubalense*, gorgonias como *Acanthogorgia hirsuta* y corales negros como *Leiopathes glaberrima* e incluso crustáceos y erizos enredados y cubiertos por un elevado número de líneas y redes de pesca, revelaron zonas expuestas a ambos tipos de pesca (Figura 27). Además, las amplias áreas de restos de coral muerto en la base de las zonas rocosas cubiertas por restos de pesca (líneas perdidas, cuerdas, pesos, redes, anclas, etc.), así como las gorgonias dañadas (por ejemplo, *A. hirsuta*, *I. elongata*, *L. glaberrima*) con pocas

ramas irregulares, proporcionaron pruebas adicionales de la perturbación pesquera generalizada en la zona. Esto es aún más evidente en los fondos blandos, donde la aparición de colonias más pequeñas del coral bambú *I. elongata* en baja densidad, con un bajo número de ramas, muchas de ellas muertas y cubiertas por epibiontes parásitos, en zonas marcadas por cicatrices de arrastre (Figura 27), puede indicar zonas impactadas por actividades pesqueras.

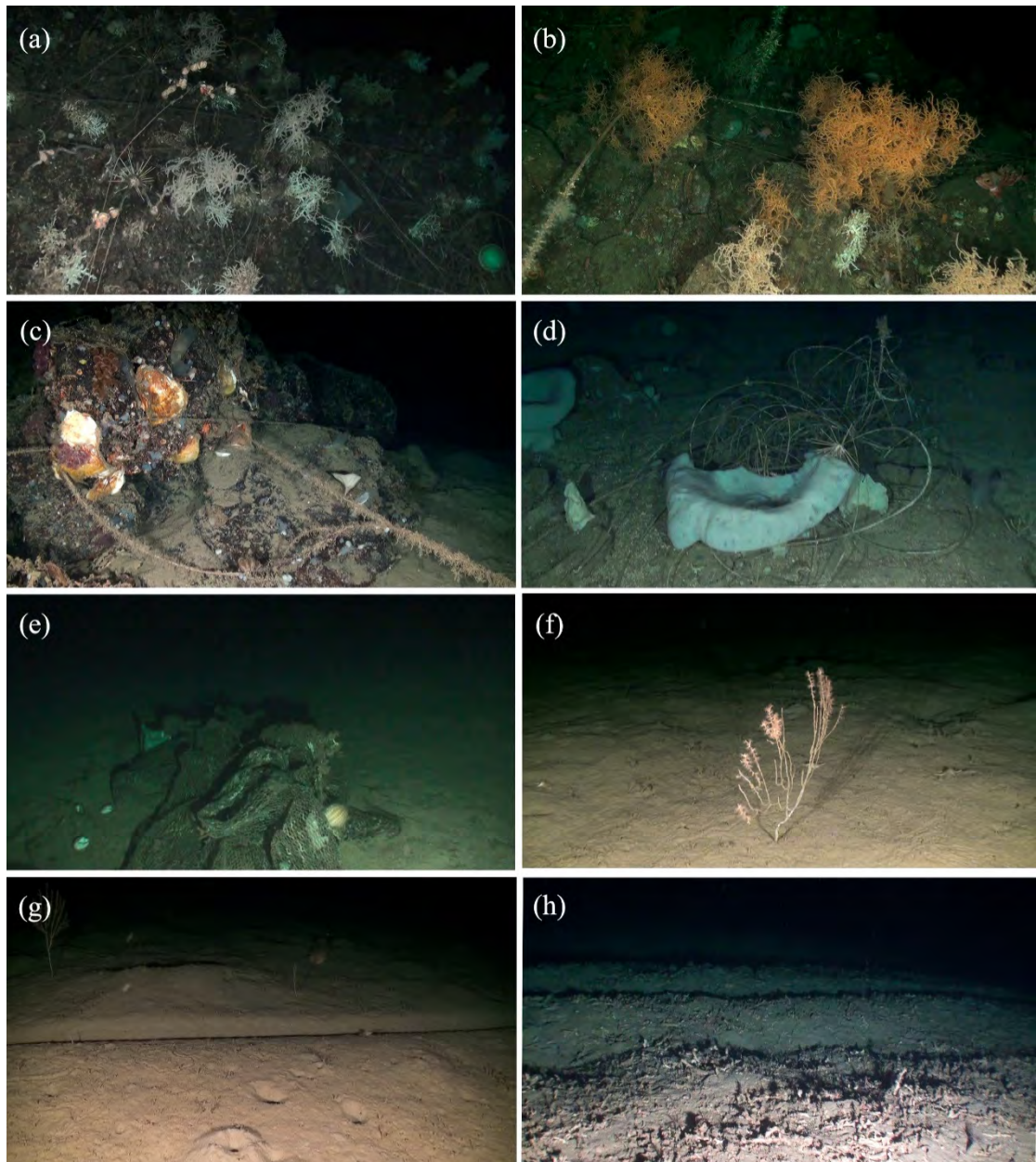


Figura 27. Imágenes del ROV que muestran los impactos de la pesca en la zona de estudio: colonias de especies enredadas por la línea de pesca: (a) *Madrepora oculata*, (b) *Leiopathes glaberrima* y *M. oculata*, (c) *Neopycnodonte zibrowii* ostras gigantes de arrecife, (d) trozos rotos de *Asconema setubalense*; (e) un erizo de mar y un trozo de *A. setubalense* enredados en una red abandonada, (f) colonia de *Isidella elongata* parcialmente cubierta por epibiontes, (g) una marca de arrastre dentro del

hábitat bentónico caracterizado por *Isidella elongate*; y (h) entramado de coral muerto atravesado por marcas de arrastre.

La evaluación del esfuerzo pesquero (tiempo y área cubierta) realizado en cada hábitat bentónico se muestra en la (Figura 28). El hábitat más arrastrado fue el no biogénico "SBbat- fondos blandos del Batial". Sin embargo, el resto del esfuerzo pesquero se llevó a cabo principalmente en los hábitats biogénicos (6-'fangos-pennatúlidos', 4-'gorgonias de roca y esponjas gigantes' y 7-'corales de fango-bambú' y 2-'rocas-alcyonacea'). Por el contrario, el tiempo de pesca en los hábitats biogénicos fue mayor para la pesca con palangre, alcanzando porcentajes del 71,7%. Casi la mitad del tiempo de esfuerzo total (45,6%) se realizó en el hábitat 4-'gorgonias de roca y esponjas gigantes'. Teniendo en cuenta la superficie cubierta por todos los hábitats bentónicos estudiados y los diferentes niveles de esfuerzo, en el 50,1% de las cuadrículas no se registraron actividades de arrastre ni de palangre (nivel de esfuerzo=0). El nivel de esfuerzo de arrastre varió en los lugares en los que se registró la pesca, desde el nivel 1 en el 24,2% de las cuadrículas hasta el nivel 5 que sólo se produjo en el 1,4% de las cuadrículas. La distribución de los diferentes niveles de esfuerzo donde se registró el palangre fue del 6,8%, correspondiendo este valor máximo al nivel 5 de esfuerzo.

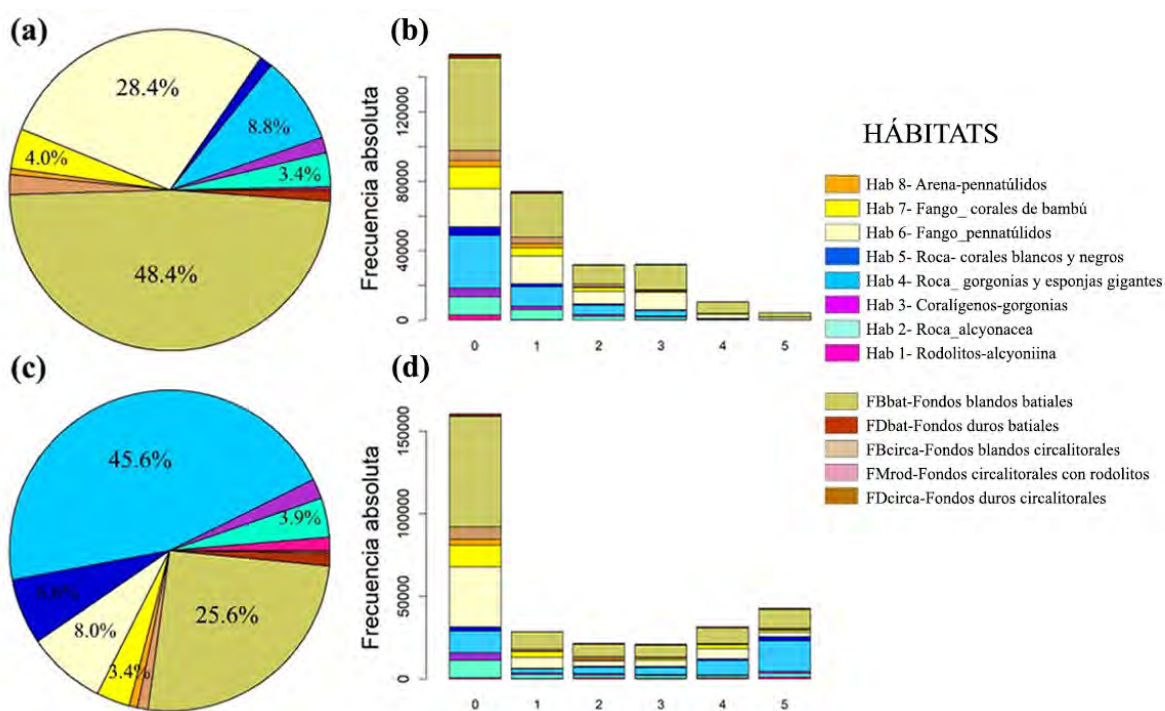


Figura 28. Esfuerzo pesquero realizado en cada hábitat bentónico: Porcentaje de tiempo de (a) arrastre y (c) palangre de fondo; y distribución de la frecuencia absoluta (número total de celdas de la cuadrícula) de los niveles de esfuerzo de (b) arrastre, y (d) palangre de fondo.

La superposición de la distribución del hábitat y el esfuerzo pesquero para permitir la predicción de las zonas de máxima y mínima perturbación se ha realizado sobre la base de modelos, lo que nos obliga a tomar los límites con cierta precaución. Por un lado, las técnicas de modelización del hábitat generan predicciones que proporcionan una probabilidad de presencia que debe traducirse en un mapa de clasificación de presencia-ausencia mediante la elección de un umbral. Tanto la precisión del modelo como la prevalencia predicha pueden variar en función del umbral utilizado, por lo que debe elegirse de forma que coincida con el uso previsto de cada mapa (Freeman y Moisen, 2008). En el presente estudio, utilizando el umbral de prevalencia, la predicción respondió a un enfoque más cauteloso, asignando mayor área de distribución a los hábitats biogénicos (hábitats más sensibles), mientras que utilizando el umbral kappa, obtuvimos una predicción más limitada para estos hábitats biogénicos, más restringida a las áreas centrales de los mismos. Creemos que la mejor manera de ayudar a los consejos de gestión espacial es proponer escenarios comparativos basados en ambos umbrales, ofreciendo una gama de escenarios plausibles a los gestores y a las partes interesadas. Por otra parte, los datos de distribución del hábitat bentónico y del esfuerzo pesquero se obtuvieron a diferentes escalas. Los hábitats se identificaron y caracterizaron utilizando un tamaño de muestra medio de 13 metros. Sin embargo, el uso de los datos del VMS requiere la adquisición de datos de posición cada 2 horas para los buques de la Unión Europea que pescan en aguas de la UE, cumpliendo el mandato de la legislación europea para garantizar el cumplimiento de las normas de la Política Pesquera Común (European Commission, 2011), lo que implica resoluciones de unos 3 km. Esta resolución gruesa limita la precisión en la evaluación de las perturbaciones físicas sobre cada hábitat bentónico, especialmente en las zonas fronterizas entre sedimentos blandos y duros, lo que pone de manifiesto la necesidad de contar con una normativa más exigente que proporcione información a menor escala.

Por último, para tener una imagen realmente completa del impacto de la pesca en los hábitats bentónicos, además de la pesca profesional, es necesario adquirir y analizar los datos de la pesca artesanal y recreativa del Seco de los Olivos. Aunque no es de esperar que se produzcan cambios en la distribución del esfuerzo y en las zonas sometidas a estas actividades, ya que utilizan los mismos caladeros, probablemente se podría corregir una posible ligera infravaloración de los niveles de esfuerzo en las

zonas donde opera la pesca de palangre, mientras que no se esperan cambios sustanciales en los niveles de pesca de arrastre.

4.4.1 Alteración del hábitat

Se hallaron los nueve niveles de perturbación posibles (Figura 29) y se obtuvieron mapas de distribución de las perturbaciones por tipo de presión, pesca de arrastre y pesca con palangre (Figura 30) utilizando la matriz de perturbación y el esquema desarrollado por Elliot *et al.* (2018) (Figura 5).

Se registró algún grado de perturbación por la pesca de arrastre en el 49,9% del área de estudio (Figura 29). Se encontraron los nueve niveles posibles de perturbación obtenidos por la matriz de perturbación, y el 33,4% del área estaba afectada por un nivel de perturbación inferior a 5, mientras que el 16,5% estaba afectado por los niveles superiores. Del área total, en el 52,5% no se registró ningún grado de perturbación por la pesca de palangre. Sin embargo, en el resto de la zona, sólo se encontraron niveles de perturbación de 1 a 4. La superficie afectada por los distintos niveles de perturbación varía entre el 4,1% (nivel 3) y el 17,1% (4).

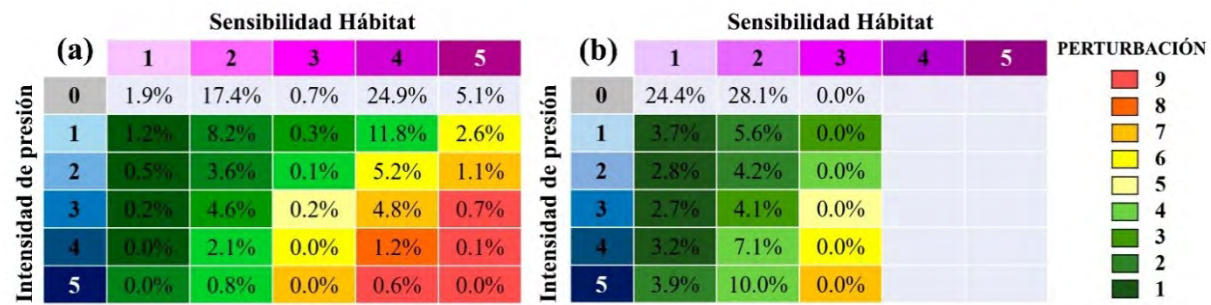


Figura 29. Evaluación de la perturbación del hábitat de (a) la pesca de arrastre y (b) el palangre de fondo, utilizando la combinación de niveles de sensibilidad y esfuerzo de presión en una matriz de perturbación desarrollada por Elliot *et al.* (2018). En cada celda aparece el área ocupada (%) por cada nivel de perturbación.

La distribución de las zonas de mayor perturbación siguió un patrón similar al del esfuerzo pesquero (Figura 30). Las mayores perturbaciones debidas a la pesca de arrastre se encontraron en toda la montaña submarina, con una mayor concentración en algunos puntos dispersos alrededor de la cumbre central y en la zona noreste, mientras que los mayores niveles de perturbación debidos al palangre se concentraron claramente en las crestas de las crestas circundantes, así como en la cumbre del guyot central.

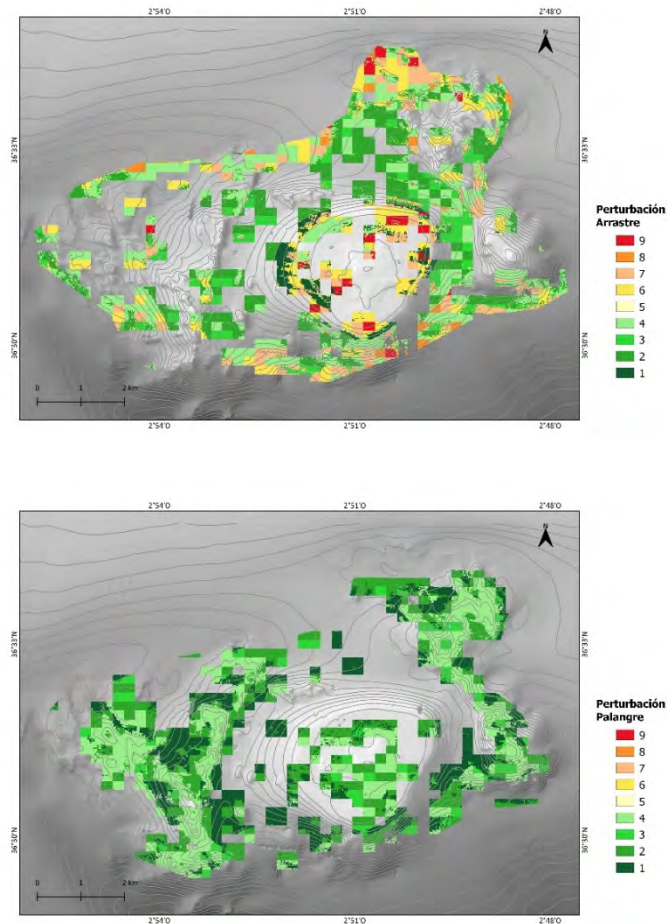


Figura 30. Mapas de distribución de las perturbaciones de (arriba) la pesca de arrastre y (abajo) el palangre, utilizando categorías que van de 1 a 9, donde 9 representa el 100% de las perturbaciones.

Todos los hábitats presentaron parte de su distribución perturbada tanto por la pesca de arrastre como por el palangre (Figura 31). Claramente, el área cubierta por los hábitats biogénicos alcanzó niveles de perturbación más altos que el área cubierta por los hábitats no biogénicos. En el caso de la pesca de arrastre, el hábitat 1-'maërl-alcyoniina', fue el hábitat cuya superficie resultó ser más inalterada (89,4%). Sin embargo, el área cubierta por los hábitats biogénicos sobre fondos duros circalitorales (hábitats 3-'coralígeno-gorgonias' y 2-'roca-alcyonacea') fueron los hábitats que alcanzaron más área de su distribución bajo el máximo nivel de perturbación (nivel 9), con porcentajes del 9,6% y 7,4%. Para el palangre, los hábitats sobre fondos con rodolitos y sustratos duros, tuvieron la mayor extensión de áreas perturbadas, siendo el hábitat 1-'maërl-alcyoniina' el que mostró los mayores porcentajes de su distribución perturbada (81,3%). El hábitat 4-'gorgonias de roca y esponjas gigantes' resultó tener la mayor superficie (53,8%) bajo el máximo nivel de perturbación (nivel 4).

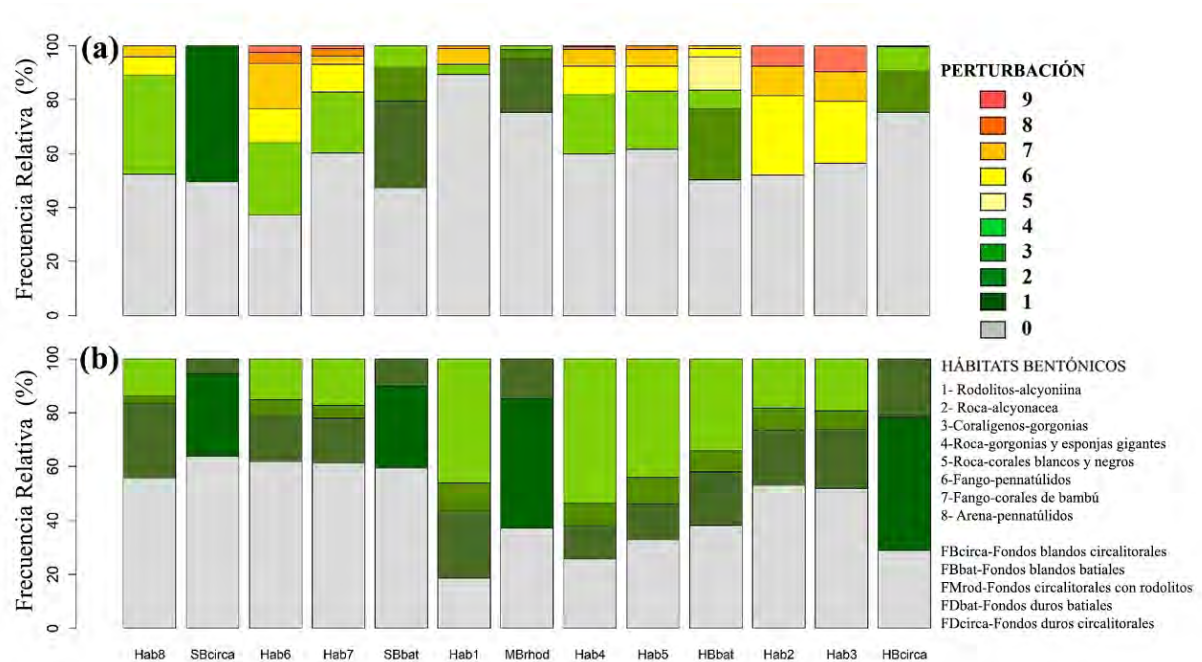


Figura 31. Frecuencia relativa de las cuadrículas de cada hábitat bentónico perturbado por la pesca: (a) arrastre y (b) palangre. El nivel de perturbación 0 incluía todas las celdas de la cuadrícula en las que no se había registrado pesca.

El esfuerzo de arrastre se llevó a cabo principalmente en sustratos batimétricos blandos, tanto biogénicos como no biogénicos. El hábitat con la mayor superficie relativa afectada por el arrastre fue el caracterizado por la pluma marina *Kophobelemnion stelliferum*, que también se encontraba entre los hábitats que alcanzaron los mayores niveles de perturbación, junto con los hábitats biogénicos circalitorales sobre sustrato duro. Se han descrito pocas facies densas de *K. stelliferum* para el Mediterráneo, probablemente porque esta frágil especie ha desaparecido debido a la actividad de arrastre y en la actualidad su aparición se limita a zonas donde esta actividad no es posible (Mastrototaro *et al.*, 2013; Grinyó *et al.*, 2020). Los fondos blandos arrastrables de la zona de estudio, interpolados con fondos rocosos, son muy limitados (Abad *et al.*, 2007), lo que explicaría que este hábitat siga existiendo, aunque bajo presión pesquera. El hábitat caracterizado por el coral bambú *I. elongata*, que se encuentra en fondos blandos batimétricos, mostró niveles de perturbación inferiores a los de *K. stelliferum*, aunque ambos hábitats revelaron valores de sensibilidad similares, lo que puede explicarse por su menor vulnerabilidad (es decir, su sensibilidad más su exposición a la pesca de arrastre). Esta situación es contraria a la descrita para las facies de esta especie en fondos blandos profundos del Mediterráneo, que han sufrido reducciones sustanciales debido a la intensa pesca de

arrastre (Maynou y Cartes, 2011; Cartes *et al.*, 2013) y, su amplia distribución por el Mediterráneo en el pasado (Mastrototaro *et al.*, 2017), han desaparecido, en la actualidad, casi por completo (D'Onghia *et al.*, 2003; Sardà *et al.*, 2004; Maynou y Cartes, 2011; Fabri *et al.*, 2014; Pierdomenico *et al.*, 2018). La ausencia de *I. elongata* en extensas áreas bajo presión de arrastre en el Seco de los Olivos se explican probablemente por el efecto de la actividad crónica de arrastre de fondo en la zona, dejando solo unas pocas colonias dispersas. Cartes *et al.* (2013) encontraron que incluso una baja presión de arrastre es suficiente para eliminar casi todas las colonias de esta especie de un terreno prístino. Estas áreas fueron clasificadas en este estudio como el hábitat no biogénico SBbat, en lugar del hábitat biogénicoathab 7- 'corales de bambú de barro', y como resultado, el solapamiento entre la distribución del hábitat y la presión fue menor. Estas áreas albergan un alto potencial como áreas de recuperación para esta especie altamente amenazada y deberían ser áreas de especial interés en el desarrollo de cualquier plan de gestión de la AMP.

Los hábitats biogénicos circalitorales sobre sustrato duro, como los fondos coralígenos y rocosos con especies de alcionáceas, también han sufrido una intensa presión de arrastre en el Mediterráneo (Ballesteros, 2006; Ferrigno *et al.*, 2018). Los mayores niveles de perturbación por arrastre que muestran estos hábitats en la zona de estudio se deben a su sensibilidad, ya que, aunque tienen menos superficie bajo presión pesquera que otros, son los hábitats más sensibles encontrados. Asimismo, aunque los fondos duros, especialmente los que se encuentran en sustratos rocosos irregulares y abruptos, no parecen ser los más factibles para la pesca de arrastre y suponemos que parte del solapamiento puede explicarse por las diferencias de escala entre los mapas de hábitat y de esfuerzo pesquero, no se puede descartar que el desarrollo tecnológico haya permitido que este tipo de pesca se desarrolle en los fondos duros del fondo marino (Probert *et al.*, 1997; Fossa *et al.*, 2002) y, especialmente, en los límites con diversidad altamente asociada (Kunin, 1998; Reizopoulou *et al.*, 2014; Kark, 2017). Esto, junto con su alta sensibilidad, podría explicar la perturbación alcanzada en este tipo de sustratos profundos caracterizados por esponjas y corales.

La pesca de arrastre de fondo también ha sido identificada como la amenaza más grave para los lechos de maërl o rodolitos, que provoca una disminución del tamaño y la cobertura de las algas, así como de la biodiversidad asociada (Bordehore *et al.*,

2000; Hall-Spencer y Moore, 2000; Barberá *et al.*, 2003; Bosence y Wilson, 2003; Ordines *et al.*, 2017). Por el contrario, Borg *et al.* (1999) y Moranta *et al.* (2014) informaron de una mayor abundancia y cobertura de rodolitos en zonas sometidas a la pesca de arrastre. En nuestra zona de estudio, a pesar de que el hábitat biogénico de los fondos con rodolitos fue identificado como altamente sensible tanto al palangre como a la pesca de arrastre, se mostró mucho menos vulnerable a la pesca de arrastre que al palangre, ya que el área de solapamiento con el esfuerzo pesquero fue menor para este arte de pesca. De hecho, los hábitats cuya distribución se vio más perturbada por el palangre fueron los de fondos con rodolitos y sustratos duros circalitorales, tanto biogénicos como no biogénicos, que fueron también los hábitats que alcanzaron los mayores niveles de perturbación. Todos los demás hábitats de fondos duros, especialmente los biogénicos batiales caracterizados por corales blancos y negros, gorgonias y esponjas, también mostraron un alto porcentaje de su superficie con altos niveles de perturbación por el palangre. Resultados similares se han obtenido en otros estudios (Bavestrello *et al.*, 1997; Fossa *et al.*, 2002; Reed, 2002; Mortensen *et al.*, 2005; Orejas *et al.*, 2009; Durán-Muñoz *et al.*, 2011; Sampaio *et al.*, 2012), que sugirieron que el palangre de fondo afecta negativamente a estos ecosistemas vulnerables, hasta el punto de que parece muy probable que no existan bosques de coral profundo prístinos que no hayan sido impactados por esta actividad en los caladeros rocosos de la cuenca mediterránea (Bo *et al.*, 2014). Aunque los efectos de la pesca intensiva con palangre en hábitats sensibles aún no se han podido detectar de forma significativa (Pham *et al.*, 2014), puede seguir representando una grave amenaza si la intensidad de la pesca es elevada (Bavestrello *et al.*, 1997; Mortensen *et al.*, 2005; Clark *et al.*, 2016).

El porcentaje del esfuerzo de pesca con palangre realizado en hábitats biogénicos y en fondos duros fue relativamente mayor que en el caso de la pesca de arrastre, y la menor sensibilidad de los hábitats no biogénicos se reflejó también en los menores niveles de perturbación del palangre que mostraron estos hábitats. Las especies constructoras de hábitats que tienen formas corporales grandes y de crecimiento arborescente son especialmente vulnerables al encuentro con las líneas de pesca. Estas especies se enredan fácilmente en las líneas de pesca, siendo capturadas de forma accidental o permaneciendo en el fondo con sus ramas rotas o sus tejidos dañados y siendo más vulnerables a la colonización de microorganismos patógenos

y finalmente muriendo (Bavestrello *et al.*, 1997; Mortensen *et al.*, 2005; Carreiro-Silva *et al.*, 2011; Sampaio *et al.*, 2012; Bo *et al.*, 2014). A diferencia de la pesca de arrastre, los hábitats con menor superficie afectada por el palangre fueron los de fondos blandos, tanto circalitorales como batiales, con nulo o muy bajo desarrollo vertical y complejidad estructural.

Se detectaron diferencias entre las zonas más perturbadas por el arrastre y por el palangre en el Seco de los Olivos. El esfuerzo de arrastre se distribuyó de forma irregular por toda la zona de estudio, mientras que el esfuerzo de palangre se concentró claramente en las crestas de las crestas circundantes, así como en la cumbre del guyot central. Los bancos rocosos y los flancos escarpados suelen ser inaccesibles y evitados por los grandes arrastreros, mientras que son importantes terrenos factibles para los palangreros profesionales y los pescadores recreativos (Durán-Muñoz *et al.*, 2011; Sampaio *et al.*, 2012). Sin embargo, la pesca de arrastre se localizó mayoritariamente en zonas de fondo blando, ocupadas tanto por hábitats no biogénicos como biogénicos. Como consecuencia de la distribución más generalizada del arrastre, los niveles de esfuerzo alcanzados fueron relativamente menores, mientras que la concentración del esfuerzo de palangre en zonas más localizadas dio lugar a niveles relativamente más altos.

5 Propuestas de gestión

Comparando los mapas de distribución de hábitats bentónicos obtenidos con los umbrales de prevalencia y kappa, el mapa de prevalencia mostró mayores áreas de solapamiento entre la distribución de dichos hábitats biogénicos obtenidos individualmente a partir de los modelos. Estas áreas de solapamiento se concentran principalmente en la cima del banco central, donde se distribuyen hábitats de coralígeno y rodolitos, y en la cima de las crestas circundantes, donde se encuentran hábitats rocosos con corales y esponjas (Figura 6). En cada píxel en el que se solapaban varios hábitats biogénicos, se seleccionó el que tenía la mayor probabilidad de aparición para el mapa continuo final. Sin embargo, el mapa obtenido con kappa mostraba una distribución más limitada de los hábitats biogénicos y, por tanto, algunos hábitats no biogénicos, como los fondos circalitrales con rodolitos y los fondos duros circalitrales y batiales, estaban más extendidos. En este último mapa, sólo se encontró un ligero solapamiento entre los hábitats biogénicos, especialmente en el guyot

central. De hecho, el "mapa de prevalencia" mostraba que en el 72,63% de la zona de estudio no había solapamiento entre los hábitats biogénicos, mientras que este porcentaje aumentaba hasta el 97,40% en el "mapa kappa", mostrando dos escenarios diferentes en el monte submarino.

Por tanto, la extensión ocupada por los hábitats más sensibles varía en función del umbral utilizado (prevalencia frente a kappa) para realizar la modelización de la distribución (Figura 32(ii) y Figura 33(ii)). Sin embargo, dado que la distribución de las áreas de mayor perturbación siguió un patrón similar al del esfuerzo pesquero, no hubo diferencias sustanciales en la distribución de las áreas perturbadas al utilizar cualquiera de los dos umbrales.

De forma similar a lo que ocurría al utilizar el umbral de prevalencia, se registró algún grado de perturbación por la pesca de arrastre en casi la mitad del área de estudio (49,6%) cuando se utilizó el umbral kappa y se encontraron los nueve niveles de perturbación posibles (Figura 33); sin embargo, el porcentaje del área afectada por los niveles de perturbación más altos (desde el nivel 5 hasta el nivel 9) descendió del 16,5% en el escenario de prevalencia al 4,5% en el escenario kappa. Asimismo, en el 51,5% de la superficie total no se registró ningún grado de perturbación por la pesca con palangre cuando se utilizó el umbral kappa, un porcentaje similar al que encontramos al utilizar la prevalencia (52,5%) y sólo se registraron niveles de perturbación inferiores a 5. Sin embargo, el porcentaje de la zona afectada por los niveles 3 y 4 descendió del 21,1% en el escenario de prevalencia al 12,1% en el escenario kappa.

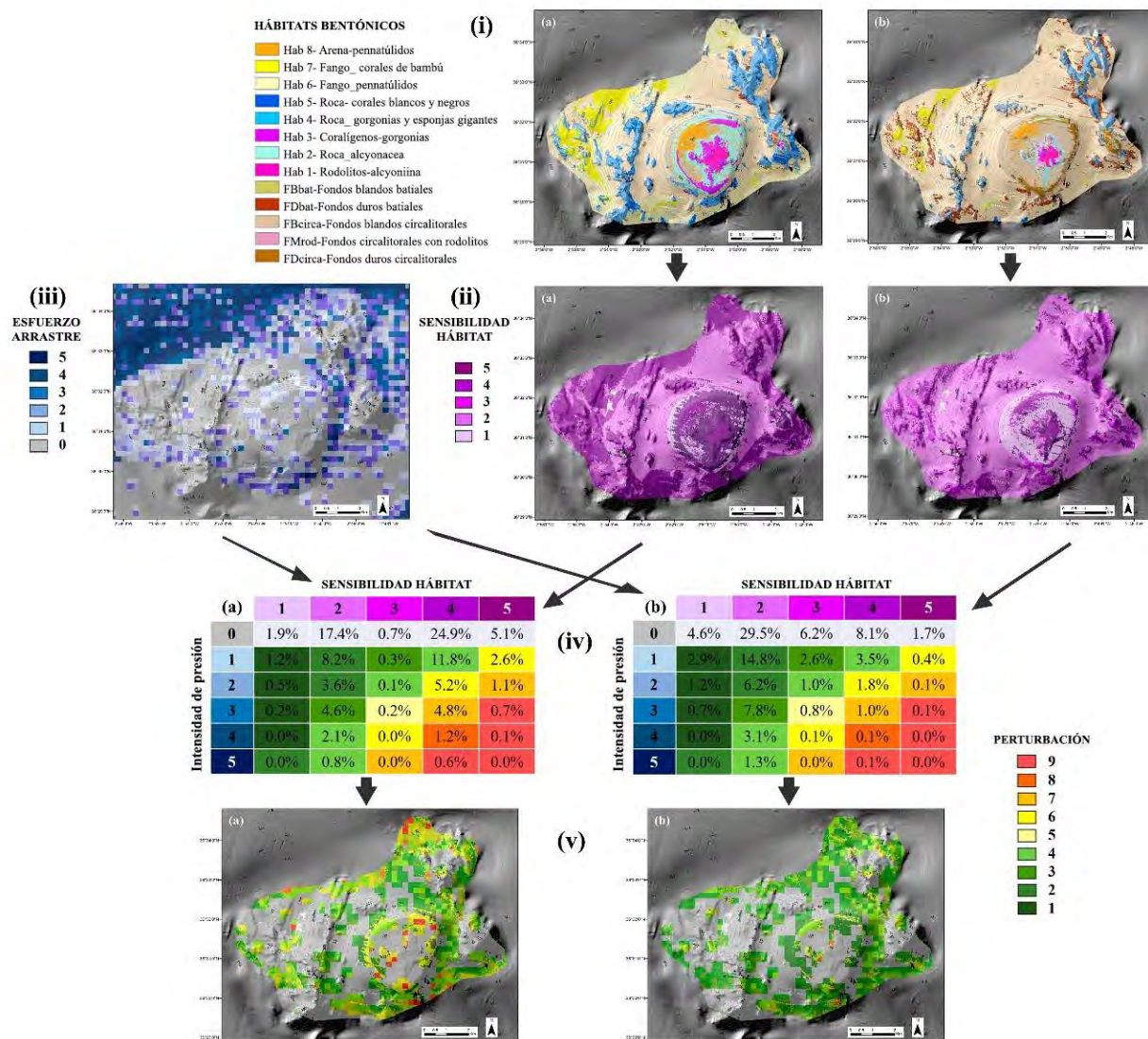


Figura 32. Metodología aplicada para la obtención de mapas de perturbación del hábitat de la pesca de arrastre basada en el esquema presentado por Elliot *et al.* (2018) y utilizando dos umbrales diferentes para modelar los hábitats bentónicos: (a) prevalencia, y (b) kappa. Los pasos necesarios para evaluar las perturbaciones derivadas de las actividades pesqueras fueron: (i) Modelización de los hábitats bentónicos; (ii) Evaluaciones y mapeo de la sensibilidad de los hábitats bentónicos; (iii) Mapeo de la distribución de la presión; (iv) Evaluación de la perturbación del hábitat utilizando la combinación de los niveles de sensibilidad y el esfuerzo de presión en una matriz de perturbación, que incluye el área ocupada (%) por cada nivel de perturbación; y (v) Mapeo de la distribución de la perturbación utilizando categorías que van de 1 a 9, donde 9 representa el 100% de perturbación. Las especies se clasificaron en cinco grupos de sensibilidad a la pesca de arrastre. La intensidad de la presión 0 incluía todas las celdas de la cuadrícula en las que no se registraba ninguna pesca.

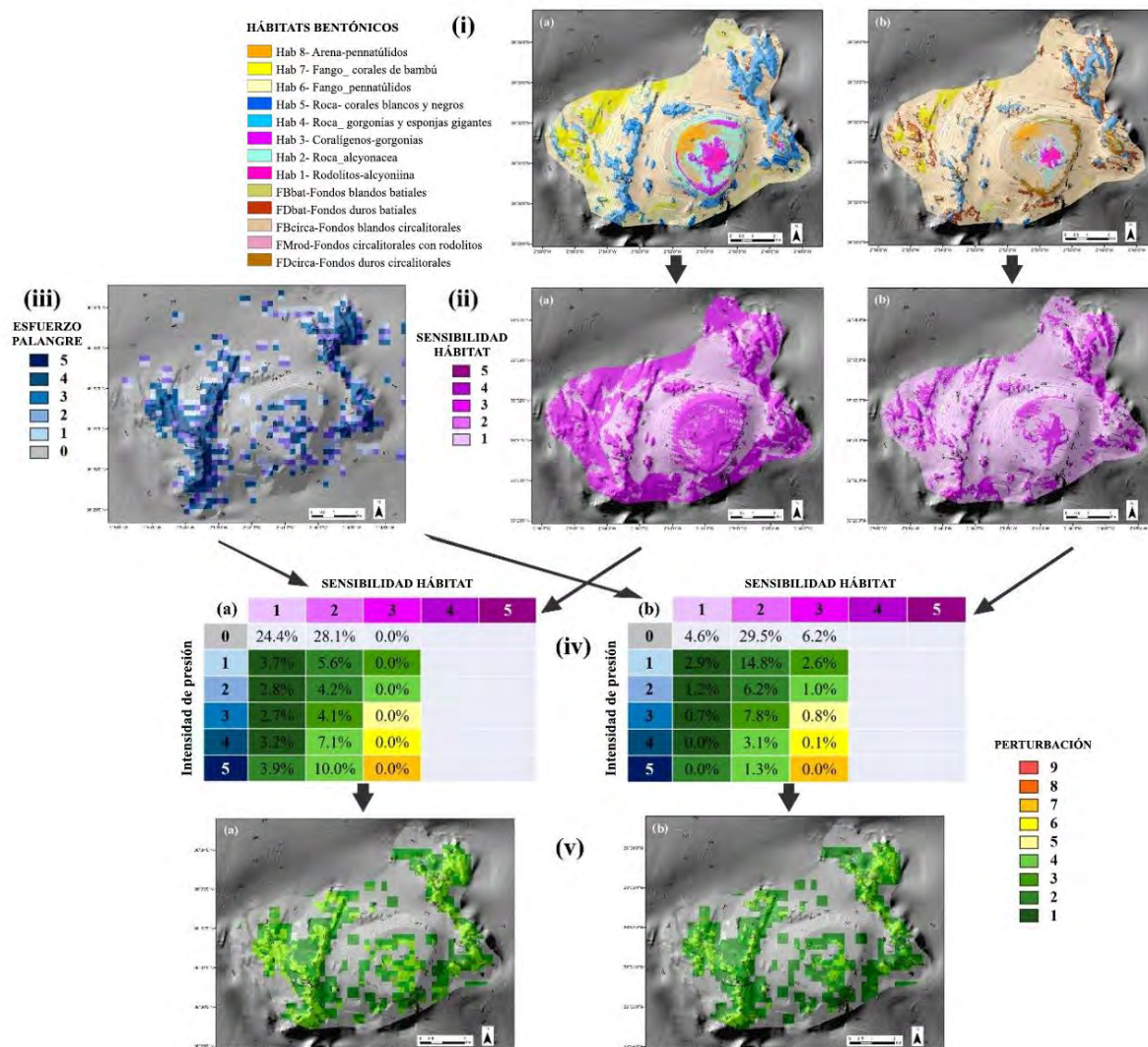


Figura 33. Metodología aplicada para la obtención de mapas de perturbación del hábitat de la pesca con palangre basada en el esquema presentado por Elliot *et al.* (2018) y utilizando dos umbrales diferentes para modelar los hábitats bentónicos: (a) prevalencia, y (b) kappa. Los pasos necesarios para evaluar las perturbaciones derivadas de las actividades pesqueras fueron: (i) Modelización de los hábitats bentónicos; (ii) Evaluaciones de la sensibilidad de los hábitats bentónicos; (iii) Cartografía de la distribución de la presión; (iv) Evaluación de la perturbación del hábitat a partir de la combinación de los niveles de sensibilidad y el esfuerzo de presión mediante el uso de una matriz de perturbación, que incluye el área ocupada (%) por cada nivel de perturbación; y (v) Cartografía de la distribución de la perturbación utilizando categorías que van de 1 a 9, donde 9 representa el 100% de perturbación. Las especies se clasificaron en sólo tres grupos de sensibilidad al palangre. La intensidad de la presión 0 incluía todas las celdas de la cuadrícula en las que no se había registrado ninguna pesca.

A partir de los escenarios de predicción obtenidos con los dos umbrales, se clasificaron y cartografiaron tres zonas diferentes (Figura 34):

- (1) "zona central", donde ambos umbrales predijeron la existencia de hábitats biogénicos, se localizaron en la zona superior y central del banco y en las crestas circundantes;

- (2) "zona de transición o amortiguación", donde sólo uno de los umbrales predijo la existencia de hábitats biogénicos, se localizaron alrededor de la zona central, y
- (3) "zona sin hábitats biogénicos", donde ambos umbrales predijeron la ausencia de hábitats biogénicos se localizaron principalmente entre el banco central y las crestas laterales.

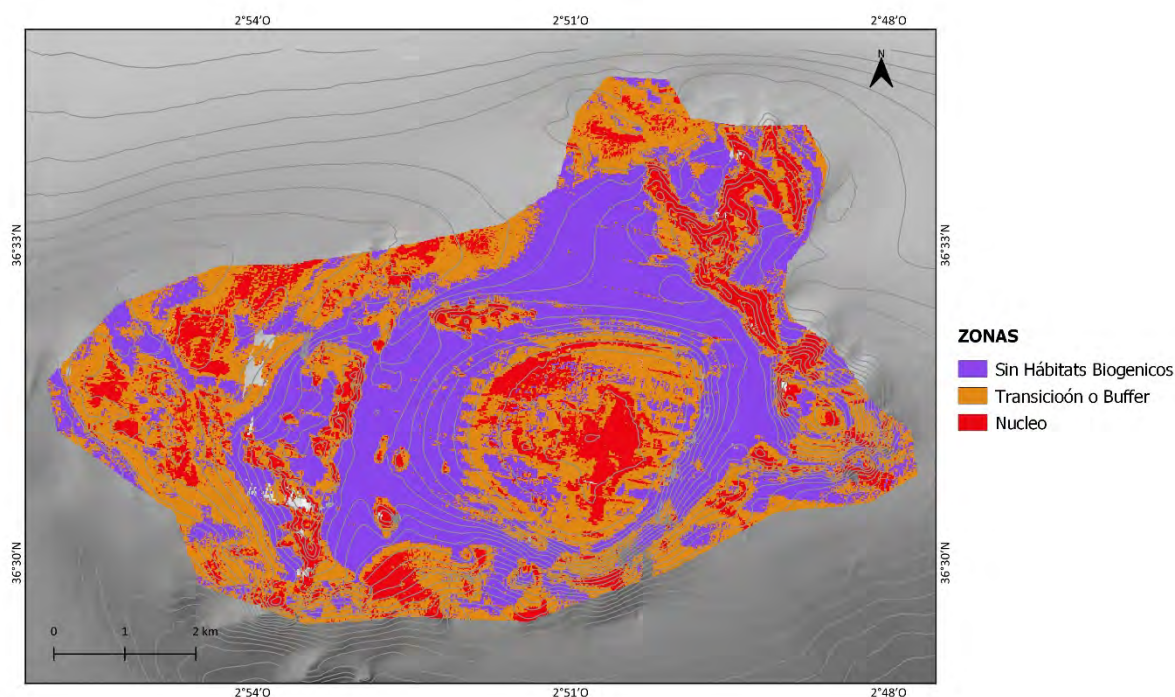


Figura 34. Mapa del Seco de los Olivos que muestra la distribución de tres áreas diferentes de importancia ecológica.

En cualquier AMP deben aplicarse medidas de conservación, pero también de recuperación y seguimiento, para promover la gestión de los ecosistemas y cumplir las directivas internacionales. Todos los HFS que caracterizan los hábitats biogénicos registrados en el Seco de los Olivos son considerados como hábitats sensibles por la Comisión General de Pesca del Mediterráneo (ZEPA/CAR-ONU Medio Ambiente/MAP- OCEANA, 2017; CGPM, 2018) y algunos de estos hábitats son considerados como prioritarios de conservación en el DH (92/43/CEE) y el Convenio de Barcelona (PNUMA, 2019). La distribución de los hábitats biogénicos, por tanto, muestra áreas prioritarias de conservación que pueden orientar el desarrollo de la zonificación en el marco del plan de gestión.

De acuerdo con nuestros resultados que mostraron que alrededor del 50% del área fue perturbada por la pesca, se registraron evidencias de los diferentes niveles de presión a lo largo del área de estudio. Esta situación contrasta con el estado saludable de los hábitats biogénicos de otros bancos situados en el Mar de Alborán que han permanecido relativamente inaccesibles a la presión pesquera, como los bancos de Les Cabliers (Corbera *et al.*, 2019) o el de Francesc Pagès (Lo Iacono *et al.*, 2020), donde se observaron comunidades megabentónicas bien conservadas y casi ningún signo de huella pesquera. La profundidad accesible, la proximidad a la costa, así como la topografía caracterizada por una enorme diversidad de sustratos y hábitats (Bo *et al.*, 2014), hacen del Seco de los Olivos un caladero disponible para el uso de diferentes artes de pesca. Sin embargo, a pesar de las evidencias de pesca detectadas, no está claro si las comunidades son hoy en día el resultado de algún grado de perturbación conjunta antropogénica y natural o si son exclusivamente el resultado de una intensa presión pesquera que ya ha causado cambios a largo plazo en las comunidades bentónicas. En este sentido, no está claro si los hábitats biogénicos de la zona de estudio son el resultado de su adaptación a las condiciones ambientales locales o el resultado de un esfuerzo pesquero pasado y continuado en el que las especies sensibles ya han sido eliminadas, llegando incluso a extinguirse localmente.

Por ejemplo, algunas comunidades sobre sedimentos gruesos adaptadas a frecuentes perturbaciones naturales, como las producidas por las tormentas y la erosión del oleaje, suelen caracterizarse por una baja diversidad y abundancia de especies (Kaiser *et al.*, 1996; Collie *et al.*, 2000; Queirós *et al.*, 2006). La baja riqueza y diversidad de especies encontrada en los hábitats de fondos arenosos de la cima del guyot central (hábitats 8- 'sand-pennatulids' y SBcirca- Fondos blandos circalitorales) (De la Torriente *et al.*, 2020) nos lleva a pensar que estos hábitats podrían estar sometidos a algún tipo de perturbación natural que actúa sobre la cima del monte submarino. Dado que el área de estudio es una zona sumergida no expuesta a tormentas, mareas o erosión del oleaje, estos hábitats bentónicos más someros pueden verse afectados por las corrientes marinas locales que actúan sobre el monte submarino y que son alimentadas por los tres giros que constituyen los patrones de circulación superficial del mar de Alborán (Renault *et al.*, 2012). Sin embargo, el resto de los hábitats registrados se encuentran en las profundidades marinas y, por lo tanto,

los hábitats alterados pueden ser el resultado de las perturbaciones naturales generadas por las corrientes, o ser el resultado de las actividades de pesca de fondo -como sugieren las evidencias de restos encontrados en algunas zonas-, o incluso pueden ser el resultado de una mezcla de ambos.

En el caso de los hábitats degradados, una incertidumbre adicional está relacionada con la recuperación de las comunidades una vez que cesa la perturbación. Los países de la UE tienen el mandato de aplicar medidas que garanticen la conservación de sus ecosistemas marinos en las AMP, incluida la recuperación de los hábitats degradados y de los servicios ecosistémicos que proporcionan, con el fin de obtener toda la gama de beneficios socioeconómicos y de conservación que pueden derivarse (Elliott *et al.*, 2007). Sin embargo, no está claro hacia dónde evolucionaría la sucesión ecológica de los hábitats si se limita el esfuerzo pesquero al menos en ciertas áreas de esta zona, y cuánto tiempo se tardaría en ver algún cambio. Mientras que Clark *et al.* (2019) encontraron pocas evidencias de pasos hacia la recuperación de la comunidad bentónica a su estado anterior a la perturbación en un monte submarino 15 años después de haber sido cerrado a la pesca de arrastre, Baco *et al.* (2019), sin embargo, observaron múltiples signos de recuperación de las comunidades coralinas de aguas profundas en los montes submarinos después de más de 30 años de protección. Dado que la dinámica de recuperación de las comunidades bióticas en las profundidades marinas se conoce poco (Clark *et al.*, 2019), en la actualidad, es probable que la gestión espacial sea la estrategia más eficaz para conservar y facilitar la posible recuperación de las comunidades bentónicas de los montes submarinos (Clark y Dunn, 2012; Schlacher *et al.*, 2014). La distribución de los diferentes niveles de perturbación del hábitat junto con las áreas caracterizadas por condiciones ambientales favorables para su desarrollo, proporcionadas por los modelos puede ser útil para identificar las áreas potenciales de recuperación dentro de una planificación espacial para el AMP. Por lo tanto, además de la resistencia y la recuperación, debe considerarse un tercer componente de la resiliencia, la reversibilidad, es decir, si la comunidad es capaz o vuelve a su estado original tras los efectos de las perturbaciones (Palumbi *et al.*, 2008; Lotze *et al.*, 2011; Gollner *et al.*, 2017; Clark *et al.*, 2019; Goode *et al.*, 2020). La mayor redundancia funcional que caracteriza a las comunidades estables más saludables (Díaz y Cabido, 2001) puede hacer posible el reemplazo funcional porque los individuos o colonias restantes pueden favorecer el

reclutamiento local exitoso y puede permitir la reversibilidad del hábitat, es decir, la recuperación total a los niveles originales previos a la perturbación después de los efectos de la misma (Palumbi *et al.*, 2008; Lotze *et al.*, 2011; Gollner *et al.*, 2017). Sin embargo, los hábitats muy perturbados dependen en gran medida de la recolonización desde zonas vecinas y de un asentamiento exitoso (Connell y Keough, 1985; Lacharité y Metaxas, 2013; Lambert *et al.*, 2014; Clark *et al.*, 2019) después de la perturbación y la reversibilidad es más difícil e incluso muy improbable, llevando al sistema en muchos casos a un nuevo estado estable alternativo compuesto por una comunidad diferente a la del estado anterior a la perturbación (De Juan y Demestre, 2012; Goode *et al.*, 2020).

Como herramienta complementaria, un esquema de zonificación centrado en las tres áreas diferentes obtenidas con los dos umbrales utilizados en el análisis puede servir de guía a la hora de perfilar diferentes zonas de gestión en las que se pueden poner en práctica diversas medidas, desde las más estrictas en la 'zona núcleo' hasta las menos estrictas en la 'zona sin hábitats biogénicos'. La "zona de transición o tampón" se ha revelado como un área adecuada para la potencial recuperación de los hábitats bentónicos, tal y como indica el "mapa de prevalencia", que la identificó como área potencial para su distribución en función de las condiciones ambientales, así como una zona tampón alrededor de la "zona núcleo", ya que si se permite a los pescadores calar sus artes de pesca tan cerca de la "zona núcleo", su deriva o la pérdida de equipos, así como el aumento de las tasas de turbidez y sedimentación, podrían seguir dañando los hábitats biogénicos de la "zona núcleo", tal y como ha ocurrido en otras áreas (Breeze *et al.*, 1997; Fossa *et al.*, 2002).

6 Referencias

- Abad, E., Preciado, I., Serrano, A., Baro, J., 2007. Demersal and epibenthic assemblages of trawlable grounds in the northern Alborán Sea (western Mediterranean). *Scientia Marina*, 71(3): 513-524. DOI: <https://doi.org/10.3989/scimar.2007.71n3513>.
- Aguilar, R., López Correa, M., Calcinai, B., Pastor, X., de la Torriente, A., García, S., 2011. First records of *Arbestopluma hypogea* Vaceket and Boury-Esnault, 1996 (Porifera, Demospongiae, Cladorhizidae) on seamounts and in bathyal settings of the Mediterranean Sea. *Zootaxa*, 2925, 33- 40.
- Allen, J.I., Clarke, K.R., 2007. Effects of demersal trawling on ecosystem functioning in the North Sea: a modelling study. *Marine Ecology Progress Series*, 336: 63-75. DOI: <https://doi.org/10.3354/meps336063>.

- Althaus, F., Williams, A., Schlacher, T.A., Kloser, R.J., Green, M.A., Barker, B.A., Bax, N.J., Brodie, P., Schlacher-Hoenlinger, M.A., 2009. Impacts of bottom trawling on deep-coral ecosystems of seamounts are long-lasting. *Marine Ecology Progress Series*, 397: 279-294. DOI: <https://doi.org/10.3354/meps08248>.
- Altuna, A., Poliseno, A., 2019. 14 Taxonomy, Genetics and Biodiversity of Mediterranean Deep-Sea Corals and Cold-Water Corals. *Mediterranean Cold-Water Corals: Past, Present and Future*, 121-156. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-319-91608-8_14.
- Andrews, A.H., Stone, R.P., Lundstrom, C.C., DeVogelaere, A.P., 2009. Growth rate and age determination of bamboo corals from the northeastern Pacific Ocean using refined ²¹⁰Pb dating. *Marine Ecology Progress Series*, 397: 173-185. DOI: <https://doi.org/10.3354/meps08193>.
- Babcock, E.A., Pikitch, E.K., McAllister, M., Apostolaki, P., Santora, C., 2005. A perspective on the use of spatialized indicators for ecosystem-based fishery management through spatial zoning. *ICES Journal of Marine Science*, 62(3): 469-476. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.01.010>.
- Baco, A.R., Roark, E.B., Morgan, N.B., 2019. Amid fields of rubble, scars, and lost gear, signs of recovery observed on seamounts on 30-to 40-year time scales. *Science Advances*, 5: eaaw4513. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaw4513>.
- Báez, J.C., Real, R., Camiñas, J.A., Torreblanca, D., García-Soto, C., 2009. Analysis of swordfish catches and by-catches in artisanal longline fisheries in the Alborán Sea (western Mediterranean Sea) during the summer season. *Marine Biodiversity Records*, 2: 1-4. DOI: <https://doi.org/10.1017/S1755267209990856>.
- Ballesteros, E., 2006. Mediterranean coralligenous assemblages: A synthesis of present knowledge. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 44: 123–195.
- Barberá, C., Bordehore, C., Borg, J.A., Glémarec, M., Grall, J., Hall-Spencer, J.M., De la Huz, Ch., Lanfranco, E., Lastra, M., Moore, P.G., Mora, J., Pita, M.E., Ramos-Esplá, A.A., Rizzo, M., Sánchez-Mata, A., Seva, A., Schembri, P.J., Valle, C., 2003. Conservation and management of northeast Atlantic and Mediterranean maërl beds. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13: S65–S76. DOI: <https://doi.org/10.1002/aqc.569>.
- Bavestrello, G., Cerrano, C., Zanzi, D., Cattaneo-Vietti, R., 1997. Damage by fishing activities to the Gorgonian coral *Paramuricea clavata* in the Ligurian Sea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 7(3): 253–262. DOI: [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-0755\(199709\)7:3<253::AID-AQC243>3.0.CO;2-1](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-0755(199709)7:3<253::AID-AQC243>3.0.CO;2-1).
- Bo, M., Bava, S., Canese, S., Angiolillo, M., Cattaneo-Vietti, R., Bavestrello, G., 2014. Fishing impact on deep Mediterranean rocky habitats as revealed by ROV investigation. *Biological Conservation*, 171: 167-176. DOI: <https://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.01.011>.
- Bolam, S. G., Eggleton, J., Barry, J., 2020. Spatial variability of macrofaunal traits across the Greater North Sea. *Journal of Sea Research*, 163, 101923.
- Bordehore, C., Borg, J.A., Lanfranco, E., Ramos-Esplá, A.A., Rizzo, M., Schembri, P., 2000. Trawling as a major threat to Mediterranean maërl beds, presented at the First Mediterranean Symposium on Marine Vegetation, Regional Activity Centre for Specially Protected Areas [UNEP Mediterranean Action Plan], Ajaccio, Corsica, France 2–3 October 2000.
- Borg, J.A., Lanfranco, E., Mifsud, J.R., Rizzom M., Schembri, P.J., 1999. Does fishing have an impact on Maltese maerl grounds? In: BIOMAERL team (1999) Final Report (in 2 vols), BIOMAERL project (Coordinator: P.G. Moore, University Marine Biological

Station Millport, Scotland), EC Contract No. MAS3-CT95-0020, pp 1–541, 542–973 + appendix.

- Borja, A., Elliott, M., Snelgrove, P.V.R., Austen, M.C., Berg, T., Cochrane, S., Carstensen, J., Danovaro, R., Greenstreet, S., Heiskanen, A.S., Lynam, C.P., Mea, M., Newton, A., Patricio, J., Uusitalo, L., Uyarra, M.C., Wilson, C., 2016. Bridging the gap between policy and science in assessing the health status of marine ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, 3: 175.
- Bosence, D., Wilson, J., 2003. Maërl growth, carbonate production rates and accumulation rates in the northeast Atlantic. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13: S21-S31. DOI: <https://doi.org/10.1002/aqc.565>.
- Breeze, H., Davis, D.S., Butler, M., Kostylev, V., 1997. Distribution and status of deep-sea corals off Nova Scotia. Marine Issues Committee Special Publication Number 1. Ecology Action Centre. Halifax, Canada.
- Bremner, J., Rogers, S.I., Frid, C.L.J., 2003. Assessing functional diversity in marine benthic ecosystems: a comparison of approaches. *Marine Ecology Progress Series*, 254: 11–25. DOI: <https://doi.org/10.3354/meps254011>.
- Buhl-Mortensen, L., Buhl-Mortensen, P., Dolan, M.F.J., Holte, B., 2015. The MAREANO programme – A full coverage mapping of the Norwegian off-shore benthic environment and fauna, *Marine Biology Research*, 11(1): 4-17. DOI: <https://doi.org/10.1080/17451000.2014.952312>.
- Carreiro-Silva, M., Braga-Henriques, A., Sampaio, Í., de Matos, V., Porteiro, F.M., Ocaña, O., 2011. *Isozoanthus primnoidus*, a new species of zoanthid (Cnidaria: Zoantharia) associated with the gorgonian *Callogorgia verticillate* (Cnidaria: Alcyonacea). *ICES Journal of Marine Science*, 68: 408-415. DOI: <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsq073>.
- Carreiro-Silva, M., Andrews, A.H., Braga-Henriques, A., De Matos, V., Porteiro, F.M., Santos, R.S., 2013. Variability in growth rates of long-lived black coral *Leiopathes* sp. from the Azores. *Marine Ecology Progress Series* 473: 189–199. DOI: <https://doi.org/10.3354/meps10052>.
- Cartes, J.E., Lo Iacono, C., Mamouridis, V., López-Pérez, C., Rodríguez, P., 2013. Geomorphological, trophic and human influences on the bamboo coral *Isidella elongata* assemblages in the deep Mediterranean: To what extent does *Isidella* form habitat for fish and invertebrates?. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 76: 52-65. DOI: <https://dx.doi.org/10.1016/j.dsr.2013.01.006>.
- Chuenpagdee, R., Morgan, L.E., Maxwell, S.M., Norse, E.A., Pauly, D., 2003. Shifting gears: assessing collateral impacts of fishing methods in US waters. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 517–524. DOI: [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2003\)001\[0517:SGACIO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001[0517:SGACIO]2.0.CO;2).
- Clark, M.R., Koslow, J.A., 2007. Impacts of fisheries on seamounts. In: *Seamounts: Ecology, Fisheries, and Conservation*, ed.T.J. Pitcher, T. Morato, P.J.B Hart, M.R. Clark, N. Haggan&R.S.Santos, pp. 413–441. Blackwell Fisheries and Aquatic Resources Series 12. Oxford, UK: Blackwell Publishing. DOI: <https://doi.org/10.1002/9780470691953.ch19>
- Clark, M.R., Althaus, F., Schlacher, T.A., Williams, A., Bowden, D.A., Rowden, A.A., 2016. The impacts of deep-sea fisheries on benthic communities: a review. *ICES Journal of Marine Science*, 73(Supplement 1): i51–i69. DOI: <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv123>.

- Clark, M.R., Bowden, D.A., Rowden, A.A., Stewart, R., 2019. Little evidence of benthic community resilience to bottom trawling on seamounts after 15 years. *Frontiers in Marine Science*, 6:63. DOI: <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00063>.
- Clark, M.R., Dunn, M.R., 2012. Spatial management of deep-sea seamount fisheries: balancing sustainable exploitation and habitat conservation. *Environmental Conservation*, 39, 204–214. DOI: 10.1017/S0376892912000021
- Collie, J. S., Hall, S. J., Kaiser, M. J., and Poiner, I. R. 2000. A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *Journal of Animal Ecology*, 69: 785–798. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2000.00434.x>.
- Connell, J.H., Keough, M.J., 1985. Disturbance and patch dynamics of subtidal marine animals on hard substrata. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press: 125-151. Orlando, FL. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-554520-4.50013-7>
- Corbera, G., Lo Iacono, C., Grácia, E., Grinyó, J., Pierdomenico, M., Huvenne, V.A.I., Aguilar, R., Gili, J.M., 2019. Ecological characterization of a Mediterranean cold-water coral reef: Cabliers Coral Mound Province (Alborán Sea, western Mediterranean). *Progress in Oceanography*, 175: 245-262. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2019.04.010>.
- De Juan, S., Thrush, S.F., Demestre, M., 2007. Functional changes as indicators of trawling disturbance on a benthic community located in a fishing ground (NW Mediterranean Sea). *Marine Ecology Progress Series*, 334: 117–129. DOI: <https://doi.org/10.3354/meps334117>.
- De Juan, S., Demestre, M., 2012. A Trawl Disturbance Indicator to quantify large scale fishing impact on benthic ecosystems. *Ecological Indicators*, 18: 183–190. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.020>.
- De la Torriente, A., Aguilar, R., Serrano, A., García, S., Fernández, L.M., García, M., Punzón, A., Arcos, J.M., Sagarminaga, R., 2014. Sur de Almería - Seco de los Olivos. Proyecto LIFE+ INDEMARES. Ed. Fundación Biodiversidad del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2014. 102 pp.
- De la Torriente, A., Serrano, A., Fernández-Salas, L.M., García, M., Aguilar, R., 2018. Identifying epibenthic habitats on the Seco de los Olivos Seamount: Species assemblages and environmental characteristics. *Deep Sea Research Part I*, 135: 9–22. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2018.03.015>.
- De la Torriente, A., González-Irusta, J.M., Aguilar, R., Fernández-Salas, L.M., Punzón, A., Serrano, A., 2019. Benthic habitat modelling and mapping as a conservation tool for marine protected areas: A seamount in the western Mediterranean. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem*, 29(5): 1–19. DOI: <https://doi.org/10.1002/aqc.3075>.
- De la Torriente, A., Aguilar, R., González-Irusta, J.M., Blanco, M., Serrano, A., 2020. Habitat forming species explain taxonomic and functional diversities in a Mediterranean seamount. *Ecological Indicators*, 118: 106747. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106747>
- De la Torriente, 2021. Identification, distribution, taxonomic and functional composition of the benthic habitats covering the Seco de los Olivos Seamount and its application to management and conservation. PhD Thesis. Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales. Universidad de Cádiz, 365 pp.
- Díaz, S., Cabido, M., 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(11): 646–655. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02283-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02283-2).

- D'Onghia, G., Mastrototaro, F., Matarrese, A., Politou, C.Y., Mytilineou, Ch., 2003. Biodiversity of the upper slope demersal community in the eastern Mediterranean: preliminary comparison between two areas with and without trawl fishing. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 31: 263–273. DOI: <http://dx.doi.org/10.2960/J.v31.a20>.
- Duarte, Carlos M., 2000. Marine biodiversity and ecosystem services: an elusive link. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 250(1-2): 117–131. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0022-0981\(00\)00194-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-0981(00)00194-5).
- Durán-Muñoz, P., Murillo, F.J., Sayago-Gil, M., Serrano, A., Laporta, M., Otero, I., Gómez, C., 2011. Effects of deep-sea bottom longlining on the Hatton Bank fish communities and benthic ecosystem, north-east Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 91(4): 939-952. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0025315410001773>.
- Elliott, S.A.M., Arroyo, N.L., Safi, G., Ostle, C., Guérin, L., McQuatters-Gollop, A., Aubert, A., Artigas, F., Budria, A., Rombouts, I., Pesch, R., Schmitt, P., Vina-Herbon, C., Meakins, B., González-Irusta, J.M., Preciado, I., López-López, L., Punzón, A., Torriente, A., Serrano, A., Haraldsson, M., Capuzzo, E., Claquin, P., Kromkamp, J., Niquil, N., Judd, A., Padegimas, B., Corcoran, E., 2017. Proposed approaches for indicator integration. EcApRHA Deliverable WP 4.1., 46pp, <https://www.ospar.org/work-areas/bdc/ecaprha/reports>
- Elliott, S.A.M., Guérin, L., Pesch, R., Schmitt, P., Meakins, B., Vina-Herbon, C., González-Irusta, J.M., De la Torriente, A., Serrano, A., 2018. Integrating benthic habitat indicators: Working towards an ecosystem approach. *Marine Policy*, 90: 88-94. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.01.003>.
- Ewing, G.P., Kilpatrick, R. 2014. Estimating the gear footprint of demersal trawl and longline fishing gears used in the Heard Island and McDonald Islands fisheries. In *Demersal fishing interactions with marine benthos in the Australian EEZ of the Southern Ocean: An assessment of the vulnerability of benthic habitats to impact by demersal gears Final Report FRDC Project 2006/042*. Ed. by D. C. Welsford, G. P. Ewing, A. J. Constable, T. Hibberd, and R. Kilpatrick. The Department of the Environment, Australian Antarctic Division and the Fisheries Research and Development Corporation, Hobart, Tasmania, Australia, 265 pp.
- European Commission, 2011. Commission Implementing Regulation (EU) No 404/2011 of 8 April 2011 laying down detailed rules for the implementation of Council Regulation (EC) No 1224/2009 establishing a Community control system for ensuring compliance with the rules of the Common Fisheries Policy. *Official Journal of the European Union L 112*: 1–153.
- Fabri, M.C., Pedel, L., Beuck, L., Galgani, F., Hebbeln, D., Freiwald, A., 2014. Megafauna of vulnerable marine ecosystems in French Mediterranean submarine canyons: Spatial distribution and anthropogenic impacts. *Deep Sea Research Part II-Topical Studies in Oceanography* 104: 184-207. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2013.06.016>.
- FAO, 2019. Monitoring the incidental catch of vulnerable species in the Mediterranean and Black Sea fisheries: Methodology for data collection. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 640*. Rome, FAO.
- FAO, 2009. Food and Agriculture Organization of the UN. Report of the Technical Consultation on International Guidelines for the Management of Deep-sea Fisheries in the High Seas, Rome. 4–8 February and 25 –29 August 2008, *FAO Fisheries and Aquaculture Report*, 881. 86 pp.
- Fernández-Salas, L.M., Bárcenas, P., Sayago-Gil, M., Martínez, N., Villar, I., López-González, N., Vázquez, J.T., Sánchez-Guillamón, O., 2020. Informe sobre la distribución espacial

de características geomorfológicas y sedimentarias del Seco de los Olivos, Montaña submarina incluida en el LIC- ESZZ16003- Sur de Almería- Seco de los Olivos (Demarcación Estrecho Gibraltar- Alborán).

- Ferrigno, F., Appolloni, L., Russo, G.F., Sandulli, R., 2018. Impact of fishing activities on different coralligenous assemblages of Gulf of Naples (Italy). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 2018, 98(1): 41–50. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0025315417001096>.
- Försterra, G., Häussermann, V., Laudien, J., 2016. Animal Forests in the Chilean Fjords: Discoveries, Perspectives and Threats in Shallow and Deep waters. In: Rossi S., Bramanti L., Gori A., Orejas Saco del Valle C. (eds) *Marine Animal Forests*. Springer, Cham. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-319-17001-5_3-1.
- Fossa, J.H., Mortensen, P.B., Furevik, D.M., 2002. The deep-water coral *Lopheliapertusa* in Norwegian waters: distribution and fishery impacts. *Hydrobiologia* 471(1): 1–12. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1016504430684>.
- Freeman, E.A., Moisen, G.G., 2008. A comparison of the performance of threshold criteria for binary classification in terms of predicted prevalence and kappa. *Ecological modelling*, 217(1-2): 48-58. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.05.015>.
- García-Alegre, A., Sánchez, F., Gómez-Ballesteros, M., Hilmar, H., Serrano, A., Parra, S., 2014. Modelling and mapping the local distribution of representative species on the Le Danois Bank, El Cachucho Marine Protected Area (Cantabrian Sea). *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 106: 151-164. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2013.12.012>.
- Genin, A., Dayton, P.K., Lonsdale, P.F., Spiess, F.N., 1986. Corals on seamounts peaks provide evidence of current acceleration over deep-sea topography, *Nature* 3:322.
- GFCM, 2018. Report of the second meeting of the Working Group on Vulnerable Marine Ecosystems (WGVME), General Fisheries Commission for the Mediterranean, Roma, Italy, 57 pp.
- GFCM, 2019. Resolution GFCM/43/2019/6 on the establishment of a set of measures to protect vulnerable marine ecosystems formed by cnidarian (coral) communities in the Mediterranean Sea.
- Gollner, S., Kaiser, S., Menzel, L., Jones, D.O.B., Brown, A., Mestre, N.C., Oevelen, D. Van, Menot, L., Colaco, A., Canals, M., Cuvelier, D., Durden, J.M., Gebruk, A., Eggho, G.A., Haeckel, M., Marcon, Y., Mevenkamp, L., Morato, T., Pham, C.K., Purser, A., Sanchez-vidal, A., Vanreusel, A., Vink, A., Martinez, P., van Oevelen, D., Menot, L., Colaço, A., Canals, M., Cuvelier, D., Durden, J.M., Gebruk, A., Eggho, G.A., Haeckel, M., Marcon, Y., Mevenkamp, L., Morato, T., Pham, C.K., Purser, A., 2017. Resilience of benthic deep-sea fauna to mining activities. *Marine Environmental Research*, 129, 76-101. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.04.010>.
- Goode, S.L., Rowden, A.A., Bowden, D.A., Clark, M.R., 2020. Resilience of seamount benthic communities to trawling disturbance. *Marine Environmental Research*, 161: 105086. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105086>.
- González-Irusta, J. M., De la Torriente, A., Punzón, A., Blanco, M., Serrano, A., 2018. Determining and mapping species sensitivity to trawling impacts: the Benthos Sensitivity Index to Trawling Operations (BESITO). *ICES Journal of Marine Science*, 75(5): 1720-1721. DOI: <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy030>.
- Gray, J.S., Dayton, P., Thrush, S., Kaiser, M.J., 2006. On effects of trawling, benthos and sampling design. *Marine Pollution Bulletin*, 52(8): 840-843. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.07.003>.

- Grinyó, J., Lo Iacono, C., Pierdomenico, M., Conlon, S., Corbera, G., Gràcia, E., 2020. Evidences of human impacts on megabenthic assemblages of bathyal sediments in the Alborán Sea (western Mediterranean). *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 103369. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2020.103369>.
- Gunderson, L.H., 2000. Ecological resilience- in theory and application. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31, 425-439. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.31.1.425>
- Hall-Spencer, J.M., Moore, P.G., 2000. Scallop dredging has profound, long-term impacts on maërl habitats. *ICES Journal of Marine Science* 57(5): 1407–1415. DOI: <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0918>.
- Hernández-Molina, F.J., Somoza, L., Vázquez, J.T., Lobo, F., Fernández-Puga, M.C., Llave, E., Díaz del Río, V., 2002. Quaternary stratigraphic stacking patterns on the continental shelves of the southern Iberian Peninsula: Their relationship with global climate and paleoceanographic changes. *Quaternary International*, 92(1): 5–23. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1040-6182\(01\)00111-2](https://doi.org/10.1016/S1040-6182(01)00111-2).
- Hintzen, N. T., Piet, G. J., & Brunel, T. (2010). Improved estimation of trawling tracks using cubic Hermite spline interpolation of position registration data. *Fisheries Research*, 101(1-2), 108-115.
- Hintzen, N., Bastardie, F., Beare, D., Piet, G., Ulrich, C., Deporte, N., Egekvist, J., Degel, H., 2012. VMStools: Open-source software for the processing, analysis and visualisation of fisheries logbook and VMS data. *Fisheries Research*, 115-116: 31-43. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2011.11.007>.
- Hiddink, J.G., Jennings, S., Kaiser, M.J., Queirós, A.M., Duplisea, D.E., Piet, G., 2006. Cumulative Impacts of Seabed Trawl Disturbance on Benthic Biomass, Production, and Species Richness in Different Habitats. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63(4): 721-736. DOI: <https://doi.org/10.1139/f05-266>.
- Hiddink, J. G., Jennings, S., Sciberras, M., Szostek, C. L., Hughes, K. M., Ellis, N., Rijnsdorp, A. D., McConnaughey, R.A., Mazon, T., Hilborn, R., Collie, J.S., Pitcher, C.R., Amoroso, R.O., Parma, A.M., Suuronen, P., Kaiser, M.J., 2017. Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114: 8301–8306. doi/10.1073/pnas.
- Hijmans, R.J., Phillips, S., Leathwick, J., Elith, J., 2017. Dismo: Species Distribution Modeling. R package version 1.1-4. <https://CRAN.R-project.org/package=dismo>.
- Kark, S., 2017. Effects of Ecotones on Biodiversity. Reference Module in Life Sciences, Elsevier. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809633-8.02290-1>.
- Kaiser, M.J., Hill, A.S., Ramsay, K., Spencer, B.E., Brand, A.R., Veale, L.O., Prudden, K., Rees, E.I.S., Munday, B.W., Ball, N., Hawkins, S.J., 1996. Benthic disturbance by fishing gear in the Irish Sea: a comparison of beam trawling and scallop dredging. *Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 6: 269-285. DOI: [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-0755\(199612\)6:4<269::AID-AQC202>3.0.CO;2-C](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-0755(199612)6:4<269::AID-AQC202>3.0.CO;2-C).
- Kaiser, M. J., Collie, J. S., Hall, S. J., Jennings, S., and Poiner, I. R., 2002. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish and Fisheries*, 3: 114–136. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1467-2979.2002.00079.x>.
- Kenny, A. J., Jenkins, C., Wood, D., Bolam, S. G., Mitchell, P., Scougal, C., Judd, A., 2018. Assessing cumulative human activities, pressures, and impacts on North Sea benthic habitats using a biological traits approach. *ICES Journal of Marine Science*, 75(3), 1080-1092.

- Kleisner, K. M., Coll, M., Lynam, C.P., Bundy, A., Shannon, L., Shin, Y.J., Boldt, J.L., Borges, M.F., Diallo, I., Fox, C., Gascuel, D., Heymans, J.J., Juan-Jorda, M.J., Jouffre, D., Large, S.I., Marshall, K.N., Ojaveer, H., Piroddi, Ch., Tam, J., Torres, M.A., Travers-Trolet, M., Tsagarakis, K., Van Der Meeren, G.I., Zador, S., 2015. Evaluating changes in marine communities that provide ecosystem services through comparative assessments of community indicators. *Ecosystem Services*, 16, 413-429. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.02.002>.
- Kruskal, W.H., Wallis, W.A., 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association*, 47(260): 583–621. DOI: <http://dx.doi.org/10.2307/2280779>.
- Kunin, W.E., 1998. Biodiversity at the edge: A test of the importance of spatial “mass effects” in the Rothamsted Park Grass experiments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Vol. 95(1): 207–212. DOI: <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.95.1.207>.
- Lacharité, M., Metaxas, A., 2013. Early life history of deep-water gorgonian corals may limit their abundance. *PLOS ONE* 8(6): e65394, DOI:<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065394>.
- Lambert, G.I., Jennings, S., Kaiser, M.J., Davies, T.W., Hiddink, J.G., 2014. Quantifying recovery rates and resilience of seabed habitats impacted by bottom fishing. *Journal of Applied Ecology*, 51: 1326-1336. Doi: <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12277>.
- Lee, J., South, A.B., Jennings, S., 2010. Developing reliable, repeatable, and accessible methods to provide high-resolution estimates of fishing-effort distributions from vessel monitoring system (VMS) data. *ICES Journal of Marine Science*, 67(6): 1260-1271. DOI: <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsq010>.
- Link, J.S., 2010. *Ecosystem-based fisheries management: Confronting tradeoffs* (207 pp). Cambridge, UK: Cambridge University Press. DOI: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511667091>.
- Llombart, C., 1988. Braquiópodos del Banco de Chella (Mar de Alborán, Mediterráneo Occidental). *Acta Geológica Hispánica*, v 23, págs. 311-319.
- Lo Iacono, C., Gràcia, E., Bartolomé, R., Coiras, E., Dañobeitia, J.J., Acosta, J., 2012. Habitats of the Chella Bank, Eastern Alborán Sea (Western Mediterranean). In: Harris, P.T., Baker, E.K. (Eds.), *Seafloor Geomorphology as Benthic Habitat*. Elsevier, London, pp. 681–690. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-385140-6.00049-9>.
- Lo Iacono, C., Grinyó, J., Conlon, S., Lafosse, M., Rabaute, A., Pierdomenico, M., Perea, H., d'Acremont, E., Gràcia, E., 2020. Near-pristine benthic habitats on the Francesc Pagès Bank, Alborán Sea, western Mediterranean. In P.T. Harris and E. Baker (Eds.), *Seafloor Geomorphology as Benthic Habitat* (second edition), chapter 5; 889–901. Elsevier. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814960-7.00055-5>.
- Lotze, H.K., Coll, M., Magera, A.M., Ward-Paige, C., Airoidi, L., 2011. Recovery of marine animal populations and ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution* 26(11): 595–605. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.07.008>.
- MacDonald, D.S., Little, M., Clare Eno, N., Hiscock, K., 1996. Disturbance of benthic species by fishing activities: a sensitivity index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 6(4): 257-268. DOI: [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-0755\(199612\)6:4<257::AID-AQC194>3.0.CO;2-7](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-0755(199612)6:4<257::AID-AQC194>3.0.CO;2-7).
- MarLIN, 2006. BIOTIC - Biological Traits Information Catalogue. Marine Life Information Network. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [06/08/2019] Available from < www.marlin.ac.uk/biotic >.

- Mastrototaro, F., Maiorano, P., Vertino, A., Battista, D., Indennitate, A., Savini, A., Tursi, A., D'Onghila G., 2013. A facies of *Kophobelemnon* (Cnidaria, Octocorallia) from Santa Maria di Leuca coral province (Mediterranean Sea). *Marine ecology*, 34(3): 313-320. DOI: <https://doi.org/10.1111/maec.12017>.
- Mastrototaro, F., Chimienti, G., Acosta, J., Blanco, J., García, S., Rivera, J., Aguilar, R., 2017. *Isidella elongata* (Cnidaria: Alcyonacea) facies in the western Mediterranean Sea: visual surveys and descriptions of its ecological role. *The European Zoological Journal*, 84 (1): 209-225. DOI: <https://doi.org/10.1080/24750263.2017.1315745>.
- Maynou, F., Cartes, J.E., 2011. Effects of trawling on fish and invertebrates from deep-sea coral facies of *Isidella elongata* in the western Mediterranean. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*: 92(7): 1501-1507. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0025315411001603>.
- Miatta, M., Bates, A.E., Snelgrove, P.V.R., 2021. Incorporating biological traits into conservation strategies. *Annual Reviews in Marine Science* 13: 421-443. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-032320-094121>.
- Moranta, J., Barberá, C., Druet, M., Zaragoza, N. (Eds), 2014. Caracterización ecológica de la plataforma continental (50–100 m) del canal de Menorca. Informe final área LIFE+ INDEMARES (LIFE07/NAT/E/000732). Instituto Español de Oceanografía-Centre Oceanogràfic de Balears. Fundación Biodiversidad, Palma.
- Morato, T., Watson, R., Pitcher, T.J., Pauly, D., 2006. Fishing down the deep. *Fish and Fisheries* 7(1): 24-34. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2006.00205.x>.
- Mortensen, P.B., Buhl-Mortensen, L., Gordon Jr., D.C., 2005. Effects of fisheries on deepwater gorgonian corals in the Northeast Channel, Nova Scotia. *American Fisheries Society Symposium*, 41: 369-382.
- Muñoz, A., Ballesteros, M., Montoya, I., Rivera, J., Acosta, J., Uchupi, E., 2008. Alborán Basin, southern Spain-Part I: geomorphology. *Marine Petroleum Geology*, 25, 59-73.
- Murillo, F.J., Durán-Muñoz, P., Cristobo, J., Ríoz, P., González, C., Kenchington, E., Serrano, A., 2012. Deep-sea sponge grounds of the Flemish Cap, Flemish Pass and the Grand Banks of Newfoundland (Northwest Atlantic Ocean): Distribution and species composition. *Marine Biology Research*, 8(9): 842-854. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/17451000.2012.682583>.
- Naeem, S., 1998. Species redundancy and ecosystem reliability. *Conservation Biology* 12 (1): 39–45. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1998.96379.x>.
- Oceana, IEO. 2014. Informe de síntesis para proceder a la elaboración del borrador del Plan de Gestión del LIC “Sur de Almería- Seco de los Olivos”: Seco de los Olivos. Proyecto LIFE + INDEMARES (LIFE07/NAT/E/00732). OCEANA – Instituto Español de Oceanografía. Coordinación: Fundación Biodiversidad, Madrid, 123 pág.
- Orejas, C., Gori, A., Lo Iacono, C., Puig, P., Gili, J.M., Dale, M.R.T., 2009. Cold-water corals in the Cap de Creus canyon, northwestern Mediterranean: spatial distribution, density and anthropogenic impact. *Marine Ecology Progress*, 397: 37-51. DOI: <https://doi.org/10.3354/meps08314>.
- Ordines, F., Ramón, M., Rivera, J., Rodríguez-Prieto, C., Farriols, M.T., Guijarro, B., Pasqual, C., Massutí, E., 2017. Why long term trawled red algae beds off Balearic Islands (western Mediterranean) still persist?. *Regional Studies in Marine Science*, 15: 39–49. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rsma.2017.07.005>.
- Palomino, D., Vazquez, J.T., Ercilla, G., Alonso, B., Lopez-González, N., Díaz del Río, V., 2011. Interaction between seabed morphology and water masses around the

- seamounts on the Motril Marginal Plateau (Alborán Sea, Western Mediterranean). *Geo - Marine Letters*, 31, 465–479. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00367-011-0246-y>.
- Palumbi, S.R., McLeod, K.L., Grünbaum, D., 2008. Ecosystems in Action: Lessons from Marine Ecology about Recovery, Resistance, and Reversibility. *Bioscience* 58(1): 33–42. DOI: <https://doi.org/10.1641/b580108>.
- Parker, S.J., Bowden, D. A., 2010. Identifying taxonomic groups vulnerable to bottom longline fishing gear in the Ross Sea region. *CCAMLR Science*, 17: 105-127.
- Parrilla, G., Kinder, T.H., 1987. Oceanografía física del Mar de Alborán. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 4: 133-166.
- Pham, C.K., Diogo, H., Menezes, G., Porteiro, F., Braga-Henriques, A., Vendeperre, F., Morato, T., 2014. Deep-water longline fishing has reduced impact on Vulnerable Marine Ecosystems. *Scientific reports*, 4: 4837. DOI: <https://doi.org/10.1038/srep04837>.
- Pierdomenico, M., Russo, T., Ambroso, S., Gori, A., Martorelli, E., D'Andrea, L., Gili, J.M., Chiocci, F.L., 2018. Effects of trawling activity on the bamboo-coral *Isidella elongata* and the sea pen *Funiculina quadrangularis* along the Gioia Canyon (Western Mediterranean, southern Tyrrhenian Sea). *Progress in Oceanography* 169: 214-226. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2018.02.019>.
- Pikitch, E.K., Santora, C., Babcock, E.A., Bakun, A., Bonfil, R., Conover, D.O., Dayton, P., Doukakis, P., Fluharty, D., Heneman, B., Houde, E.D., Link, J., Livingston, P.A., Mangel, M., McAllister, M.K., Pope, J., Sainsbury, K.J., 2004. Ecosystem-Based Fishery Management. *Science* 305(5682): 346–347. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1098222>.
- Pimm, S.L., 1984. The complexity and stability of ecosystems. *Nature* 307: 321–326. DOI: <https://doi.org/10.1038/307321a0>.
- Probert, P.K., McKnight, D.G., Grove, S.L., 1997. Benthic invertebrate bycatch from a deep-water trawl fishery, Chatham Rise, New Zealand. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 7(1): 27-40. DOI: [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-0755\(199703\)7:1<27::AID-AQC214>3.0.CO;2-9](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-0755(199703)7:1<27::AID-AQC214>3.0.CO;2-9).
- Pusceddu, A., Bianchelli, S., Martín, J., Puig, P., Palanques, A., Masqué, P., Danovaro, R., 2014. Chronic and intensive bottom trawling impairs deep-sea biodiversity and ecosystem functioning. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111 (24): 8861–8866. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1405454111>.
- Queirós, A.M., Hiddink, J.G., Kaiser, M.J., Hinz, H., 2006. Effects of chronic bottom trawling disturbance on benthic biomass, production and size spectra in different habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 335(1): 91– 103. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.03.001>.
- Ramiro-Llodra, E., Tyler, P.A., Baker, M.C., Bergstad, O.A., Clark, M.R., Escobar, E., Levin, L.A., Menot, L., Rowden, A.A., Smith, C.R., Van Dover, C.L., 2011. Man and the last great wilderness: human impact on the deep sea. *Plos One*, 6 (8): e 22588. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0022588>.
- Ramiro-Sánchez, B., González-Irusta, J.M., Henry, L.A., Cleland, J., Yeo, I., Xavier, J.R., Carreiro-Silva, M., Sampaio, Í., Spearman, J., Victorero, L., Messing, C.G., Kazanidis, G., Roberts, J.M., Murton, B., 2019. Characterization and Mapping of a Deep-Sea Sponge Ground on the Tropic Seamount (Northeast Tropical Atlantic): Implications for Spatial Management in the High Seas. *Frontiers in Marine Science*, 6: 278. DOI: <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00278>.

- Reed, J.K., 2002. Deep-water *Oculina* coral reefs of Florida: biology, impacts, and management. *Hydrobiologia* 471(1): 43–55. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1016588901551>.
- Reizopoulou, S., Simboura, N., Barbone, E., Aleffi, F., Basset, A., Nicolaidou, A., 2014. Biodiversity in transitional waters: steeper ecotone, lower diversity. *Marine Ecology* 35 (s1): 78–84. DOI: <https://doi.org/10.1111/maec.12121>.
- Renault, L., Oguz, T., Pascual, A., Vizoso, G., Tintore, J., 2012. Surface circulation in the Alborán Sea (western Mediterranean) inferred from remotely sensed data. *Journal of geophysical research*, 117(C08): 009. DOI: <https://doi.org/10.1029/2011JC007659>.
- Rodríguez-Basalo, A., Sánchez, F., Punzón, A., Gómez-Ballesteros, M., 2019. Updating the Master Management Plan for El Cachucho MPA (Cantabrian Sea) using a spatial planning approach. *Continental Shelf Research*, 184: 54-65. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.csr.2019.06.010>.
- Rossi, S., Bramanti, L., Gori, A., Orejas, C., 2017. An Overview of the Animal Forests of the World. In: *Marine Animal Forests: the ecology of benthic biodiversity hotspots*, Eds. Rossi S, Bramanti L, Gori A, Orejas C. Springer, Germany. pp. 1-28.
- Rowden, A.A., Pearman, T.R.R., Bowden, D.A., Anderson, O.F., Clark, M.R., 2020. Determining coral density thresholds for identifying structurally complex Vulnerable Marine Ecosystems in the deep sea. *Frontiers in Marine Science*, 7:95. DOI: <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00095>.
- Sampaio, Í., Braga-Henriques, A., Pham, C., Ocaña, O., De Matos, V., Morato, T., 2012. Cold-water corals landed by bottom longline fisheries in the Azores (north-eastern Atlantic). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92 (7): 1547-1555. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0025315412000045>.
- Sardà, F., Calafat, A., Flexas, M.M., Tselepidis, A., Canals, M., Espino, M., Tursi, A., 2004. An introduction to Mediterranean deep-sea biology. *Scientia Marina*, 68 (Suppl. 3), 7–38.
- Sarhan, T., García Lafuente, J., Vargas, M., Vargas, J.M., Plaza, F., 2000. Upwelling mechanisms in the northwestern Alboran Sea. *Journal of Marine Systems*, 23: 317 - 331.
- Schlacher, T.A., Baco, A.R., Rowden, A.A., O'Hara, T.D., Clark, M.R., Kelley, C., Dower, J.F., 2014. Seamount benthos in a cobalt-rich crust region of the central Pacific: conservation challenges for future seabed mining. *Diversity and Distributions*, 20 (5), 491e502. DOI: <https://doi.org/10.1111/ddi.12142>
- Serrano, A., González-Irusta, J.M., Punzón, A., García-Alegre, A., Lourido, A., Ríos, P., Blanco, M., Gómez-Ballesteros, M., Druet, M., Cristobo, J., Cartes, J.E., 2017. Deep-sea benthic habitats modelling and mapping in a NE Atlantic seamount (Galicia Bank). *Deep Sea Research Part I*, 126: 115-127. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr.2017.06.003>.
- SPA/RAC–UN Environment/MAP- OCEANA, 2017. Guidelines for inventorying and monitoring of dark habitats in the Mediterranean Sea. By Vasilis GEROVASILEIOU, Ricardo AGUILAR, Pilar MARÍN. Ed. SPA/RAC -Deep Sea Lebanon Project, Tunis: 40 pp + Annexes.
- Spalding MD *et al* (2007) Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. *BioScience* 57 (7): 573–583.
- Thrush, S.F., Dayton, P.K., 2010. What Can Ecology Contribute to Ecosystem-Based Management? *Annual Review of Marine Science*, 2: 419–441. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-120308-081129>.

- Tillin, H.M., Hiddink, J.G., Jennings, S., and Kaiser, M.J., 2006. Chronic bottom trawling alters the functional composition of benthic invertebrate communities on a sea-basin scale. *Marine Ecology Progress Series*, 318: 31–45. DOI: <https://doi.org/10.3354/meps318031>.
- Van Denderen, P. D., Bolam, S. G., Hiddink, J. G., Jennings, S., Kenny, A., Rijnsdorp, A. D., and Van Kooten, T. 2015. Similar effects of bottom trawling and natural disturbance on composition and function of benthic communities across habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 541: 31–43. DOI: <https://doi.org/10.3354/meps11550>.
- Vierod, A.D.T., Guinotte, J.M., Davies, A.J., 2014. Predicting the distribution of vulnerable marine ecosystems in the deep-sea using presence-background models. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 99: 6-18. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2013.06.010>.
- Viúdez, A., Pinot, J.M., Haney, R.L., 1998. On the upper layer circulation in the Alboran Sea. *Journal of Geophysical Research*, 103 (C10): 21.653 - 21.666. DOI: <http://dx.doi.org/10.1029/98JC01082>.
- Watling, L., 2005. The Global Destruction of Bottom Habitats by Mobile Fishing Gear. *Marine Conservation Biology: The Science of Maintaining the Sea's Biodiversity*. Island Press, Washington, DC, pp. 198–210.
- Welsford, D., R. Kilpatrick. 2008. Estimating the swept area of demersal longlines based on in situ video footage. Document WG-FSA08/58. CCAMLR, Hobart, Australia
- Williams, B., Risk, M.J., Ross, S.W., Sulak, K.J., 2007. Stable isotope data from deep water antipatharians: 400-year records from the southeastern coast of the United States of America. *Bulletin of Marine Science*, 81(3), 437–447.
- Worm, B., Barbier, E.B., Beaumont, N., Duffy, J.E., Folke, C., Halpern, B.S., Jackson, J.B.C., Lotze, H.K., Micheli, F., Palumbi, S.R., Sala, E., Selkoe, K.A., Stachowicz, J.J., Watson, R., 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314(5800): 787-790. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1132294>.
- WoRMS Editorial Board (2020). World Register of Marine Species. Available from <http://www.marinespecies.org> at VLIZ. Accessed 2020-09-08. DOI: <https://doi.org/10.14284/170>.

Anexo 1. Sensibilidad de especies/morfotipos a la pesca de arrastre y palangre.

Morfotipo	Arrastre	Palangre
PORIFERA		
<i>Asbestopluma hypogea</i>	3	1
<i>Asconema sesetubalense</i>	5	3
Demospongiae	4	1
<i>Geodia</i> sp.	5	2
<i>Phakellia robusta</i>	5	2
<i>Phakellia ventilabrum</i>	5	2
<i>Podospongia loveni</i>	4	2
Small yellow sponges' (<i>Quasillina brevis</i> + others)	4	1
<i>Spongosorites</i> sp.	5	2
<i>Thenea muricata</i>	4	1
'White sponges' (lithistids, <i>Pachastrella</i> spp., <i>Phakellia</i> sp. + others)	5	2
CNIDARIA		
<i>Acanthogorgia hirsuta</i> + <i>Placogorgiacoronata</i>	5	2
<i>Actinuaige richardi</i>	3	1
<i>Adamsia cariniopados</i>	2	1
<i>Alcyonium palmatum</i>	4	2
<i>Alcyonium</i> sp.	4	2
<i>Anthomastus</i> sp.	4	1
<i>Antipathes dichotoma</i>	5	3
<i>Antipathella subpinnata</i>	5	3
Aphanipathidae	5	3
Arborescent hydrozoa- unidentified	3	3
<i>Bebry cemollis</i>	4	2
<i>Callogorgia verticillata</i>	5	3
<i>Calliactis parasitica</i>	2	1
<i>Caryophyllia smithii</i> (var. <i>clavus</i>)	3	1
<i>Caryophyllia</i> sp.	3	1
<i>Cavernularia pusilla</i>	3	1
Ceriantharia	4	2
<i>Chironephthia mediterranea</i>	4	2
Solitary white small corals	3	1
<i>Corallium rubrum</i>	5	2
<i>Corymorpha nutans</i>	3	2
<i>Dendrophyllia cornigera</i>	5	3

<i>Dendrophyllia ramea</i>	5	3
<i>Dendrobrachia fallax</i>	4	2
<i>Ellisella paraplexauroides</i>	5	3
<i>Eunicella verrucosa</i>	5	2
<i>Funiculia quadrangularis</i>	4	2
<i>Halipteris</i> sp.	4	2
Hidrozoa - unidentified	3	2
<i>Isidella elongata</i>	5	3
<i>Javania cailleti</i>	3	1
<i>Kophobelemnnon stelliferum</i>	4	2
<i>Leiopathes glaberrima</i>	5	3
<i>Lophelia pertusa</i>	5	3
<i>Madrepora oculata</i>	5	3
<i>Muriceides lepida</i>	5	2
<i>Nemertesia antennina</i>	3	2
<i>Nemertesia ramosa</i>	3	2
<i>Nicella granifera</i>	5	2
<i>Nidalia</i> sp.	4	2
<i>Parantipathes</i> sp.	5	2
<i>Paramuricea clavata</i>	5	3
<i>Parerythropodium coralloides</i>	4	2
<i>Paralcyonium spinulosum</i>	4	2
<i>Paramuricea macrospina</i>	5	2
<i>Parazoanthus axinellae</i>	4	2
<i>Pennatula phosphorea</i>	4	2
<i>Pennatula rubra</i>	4	2
<i>Protoptilum carpenteri</i>	4	2
<i>Pteroeides griseum</i>	4	2
<i>Savalia savaglia</i>	5	3
<i>Sideractis glacialis</i>	3	1
<i>Swiftia</i> sp.	4	2
<i>Veretillum cynomorium</i>	4	2
<i>Villogorgia bebyricoides</i>	5	2
<i>Viminella flagellum</i>	5	2
<i>Virgularia mirabilis</i>	4	2
White gorgonians- unidentified	5	2
Zoanthidae	5	3
ECHINODERMATA		
<i>Anseropoda placenta</i>	3	1
<i>Astropartus mediterraneus</i>	3	1
<i>Chaetaster longipes</i>	3	1
<i>Cidaris cidaris</i>	2	1

<i>Echinus melo</i>	3	1
<i>Echinaster sepositus</i>	3	1
<i>Gracilechinus acutus</i>	3	1
<i>Gracilechinus sp.</i>	3	1
<i>Holothuria forskali</i>	3	1
<i>Holothuria tubulosa</i>	3	1
<i>Holothuria sp.</i> - Unidentified	3	1
<i>Leptometra spp. (L. celtica + L. phalangium)</i>	3	2
<i>Luidia sarsi</i>	2	1
<i>Marthasterias glacialis</i>	2	1
<i>Mesothuria intestinalis</i>	3	1
<i>Parastichopus regalis</i>	3	1
<i>Parastichopus tremulus</i>	3	1
<i>Peltaster placenta</i>	1	1
<i>Sclerasterias neglecta</i>	1	1
Sea urchin- unidentified	3	1
<i>Tethyaster subinermis</i>	3	1
MOLLUSCA		
<i>Aporrhais serresianus</i>	2	1
<i>Berthellina sp.</i>	2	1
<i>Buccinum undatum</i>	2	1
<i>Calliostoma spp.</i>	1	1
<i>Eledone cirrhosa</i>	2	1
<i>Eledone moschata</i>	2	1
<i>Fusiturrus similis</i>	1	1
<i>Gaelodea rugosa</i>	2	1
<i>Mitrella gervillii</i>	1	1
<i>Neopycnodonte cochlear</i>	4	1
<i>Neopycnodonte zibrowi</i>	4	1
Nudibranch- unidentified	2	1
<i>Octopus saluti</i>	2	1
<i>Octopus vulgaris</i>	2	2
<i>Pteria hirundo</i>	4	1
<i>Pteroctopus tetrecirrus</i>	2	1
<i>Ranella olearia</i>	2	1
Sepiidae	1	1
Snail- unidentified	2	1
ARTHROPODA		
<i>Bathynectes maravigna</i>	1	1
<i>Calappa granulata</i>	1	1
Crab 1- unidentified	1	1
Crab 2- unidentified	1	1

Hermit crab- unidentified	1	1
Galattheoidea	1	1
<i>Macropodia</i> spp.	1	1
<i>Nephrops norvegicus</i>	2	1
<i>Palinurus elephas</i>	2	1
Parthenopidae (<i>Derilambrus angulifrons</i> + <i>Spinolambrus macrochelos</i>)	1	1
<i>Periclimenes</i> spp.	1	1
<i>Plesionika</i> spp. (<i>P. martia</i> + <i>P.antigai</i> + <i>P. heterocarpus</i> + <i>P. giglioli</i> + <i>P. acanthontus</i> + <i>P. narval</i>)	1	1
Shrimp- unidentified	1	1
<i>Scyllarides arctus</i>	1	1
CHORDATA		
Asciacea	4	1
<i>Diazona violacea</i> (colonia)	4	2
ANNELIDA		
<i>Bonellia viridis</i>	3	1
<i>Filograna implexa</i>	4	2
BRYOZOA		
Bryozoa	4	1