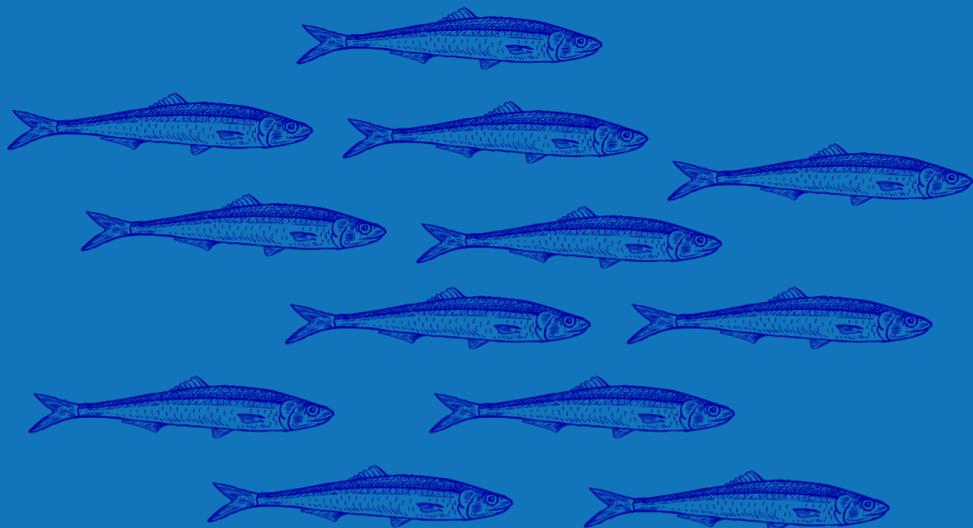


# EVALUACIÓN DEL MEDIO MARINO



Tercer ciclo de estrategias marinas

# CAMBIO CLIMÁTICO



Cofinanciado por  
la Unión Europea



Fondos Europeos

ESTRATEGIAS  
MARINAS  
Protegiendo el mar para todos



MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO



**Aviso legal:** Los contenidos de esta publicación podrán ser reutilizados citando la fuente, y la fecha, en su caso, de la última actualización.

**Edita:** © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO). Madrid 2024.

**NIPO:** 665-25-050-2

**Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado:** <https://cpage.mpr.gob.es>

**MITECO:** [www.miteco.es](http://www.miteco.es)



## Autores del documento

### INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRÁFÍA (IEO-CSIC)

- Marina Adrover
- Ninoska Adern
- Ana Aja
- Nina Larissa Arroyo
- Ignacio Bolado
- Gema Canal
- Aina Carbonell
- José Cañizares
- Robert Comas
- Jesús Falcón
- Marta González-Carballo
- Juan Gil
- César González-Pola
- Yulimar González-Rodríguez
- Carlos Hernández
- Manuel Hidalgo
- María Huerta
- Lucia López-López
- Sandra Mallol
- Isabel Maneiro
- Pablo Martín-Sosa
- Enric Massuti
- Lydia Png González
- Julia Polo
- Antonio Punzón
- Beatriz Rincón
- Jaime Rodríguez-Riesco
- Ana Rodríguez de la Rúa
- Sara Román
- Marina Sanz-Martín
- Alberto Serrano
- Amina Tifoura
- Maite Vázquez-Luis
- Nuria Zaragoza
- Susana Junquera López
- Beatriz Guijarro González

### COORDINACIÓN GENERAL MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO (SUBDIRECCIÓN GENERAL PARA LA PROTECCIÓN DEL MAR)

- Itziar Martín Partida
- Marta Martínez-Gil Pardo de Vera
- Lucía Martínez García-Denche
- Francisco Martínez Bedia
- Carmen Francoy Olagüe

### COORDINACIÓN INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRÁFÍA (IEO-CSIC)

- Alberto Serrano (Coordinación)
- Paula Valcarce Arenas (Coordinación)
- Mercedes Rodríguez Sánchez (Coordinación)
- Paloma Carillo de Albornoz (Coordinación)



## ÍNDICE

<b>Autores del documento .....</b>	<b>3</b>
<b>1. El cambio climático en la ZEE española .....</b>	<b>6</b>
1.1. El cambio climático en las demarcaciones.....	7
<b>2. El cambio climático y las especies alóctonas e invasoras (EAI) .....</b>	<b>11</b>
2.1. Subregión marina del Mediterráneo occidental (WMED) .....	11
2.2. Subregión marina del golfo de Vizcaya y la costa ibérica (ABI) .....	11
2.3. Subregión marina de la macaronesia (AMA).....	12
<b>3. El medio abiótico .....</b>	<b>14</b>
<b>4. Indicadores.....</b>	<b>16</b>
4.1. Demográficos.....	16
4.2. Comunidad .....	17
4.2.1. Riqueza.....	17
4.2.2. Diversidad específica .....	18
4.3. Funcionales .....	18
4.3.1. Indicadores de sensibilidad/vulnerabilidad/riesgo.....	18
4.4. Indicadores de redes tróficas .....	19
4.5. Cambios en la distribución .....	20
4.5.1. CPUE (Captura Por Unidad De Esfuerzo) .....	20
4.5.2. Temperatura de la comunidad (CTI; CWMT) .....	20
4.6. Indicadores espaciales para el estudio de dinámicas espacio-temporales .....	21
4.7. Indicadores de especies alóctonas e invasoras (EAI) .....	23
4.8. Métricas climáticas.....	23
<b>5. Programas de seguimiento que pueden apoyar los indicadores .....</b>	<b>25</b>
<b>6. Referencias .....</b>	<b>27</b>



---

## EL CAMBIO CLIMÁTICO EN LA ZONA ECONÓMICA EXCLUSIVA ESPAÑOLA



## 1. El cambio climático en la ZEE española

En el medio marino, los cambios en la temperatura atmosférica producidos por la emisión de gases de efecto invernadero están estrechamente relacionados con el aumento de la temperatura del mar, el aumento del pH, la pérdida de hielo y la subida del nivel del mar. Estos cambios están favoreciendo el aumento en intensidad y frecuencia de fenómenos extremos como olas de calor, inundaciones y los procesos de erosión en la costa. El incremento de la temperatura del mar tiene implicaciones en la circulación oceánica y en las condiciones físico-químicas de este medio, lo cual afecta a las comunidades biológicas que lo habitan. Dependiendo de su nicho ecológico (las condiciones ecológicas óptimas para un organismo), las especies marinas disponen de una mayor o menor capacidad de adaptarse a estos cambios. Los cambios más habituales van desde cambios en su fisiología, en general referidos a los procesos biológicos que afectan a la reproducción y el crecimiento de las poblaciones de organismos marinos, a alteraciones en su ecología y en su rango de distribución y patrones de migración de especies migratorias. La distribución geográfica está experimentando cambios rápidos en organismos y comunidades marinas siguiendo a escala global los patrones de la velocidad climática hacia los polos, a mayores profundidades y en otras direcciones (Pinsky et al., 2020; Sorte et al., 2010). Estos cambios incluyen la expansión de macroalgas (Wernberg et al., 2011; Fredriksen et al., 2014) y macrófitos y fitoplancton marino hacia zonas polares (Sorte et al., 2010), el regreso del mejillón *Mytilus edulis* a la región ártica (Berge et al., 2005) y el incremento en la pesca de bacalao en el Ártico debido a la ampliación de su hábitat hacia los polos (Kjesbu et al., 2014). En la costa norte de la península ibérica, algunas especies de macroalgas típicas de zonas cálidas y especies exóticas han aumentado su presencia, mientras que otras típicas de zonas frías y templadas han descendido y han desaparecido especies de zonas frías (Ramos et al., 2020; Azevedo et al., 2023). Esto son algunos ejemplos de una tendencia general de desplazamiento hacia el norte de especies propias de hábitats templados y tropicales y de desplazamiento hacia aguas más profundas, o desaparición de especies de hábitats fríos, cada vez mejor documentada.

En consonancia con estos cambios en las distribuciones de las especies, las relaciones tróficas y los flujos en las redes de alimentación marina también se pueden ver alterados (ej. Kortsch et al., 2015). Pero, además los efectos de la temperatura a nivel fisiológico también pueden escalar a todo el ecosistema, al alterar las relaciones de tamaño depredador-presa (Eskuche-Keith et al., 2024).

Estas comunidades, por otro lado, no sólo están sometidas a los impactos derivados del cambio climático. La pesca es la actividad humana que más ha afectado históricamente a los ecosistemas marinos, por las perturbaciones físicas que provoca en los fondos marinos, el aporte de basuras (artes de pesca y otros deshechos) y por su efecto directo sobre la estructura demográfica de las poblaciones y las comunidades marinas. A la pesca hay que sumar muchas otras actividades causantes de presiones en el medio marino, como la contaminación química, el ruido asociado al transporte marítimo, la ocupación de los fondos por infraestructuras rígidas en la costa y en mar abierto o el aporte de basuras desde tierra. La intensidad y la variación temporal de todas estas presiones en el medio marino se estudia en las estrategias marinas a través de un análisis específico de presiones, y mediante la evaluación de los once descriptores del buen estado ambiental.

Por lo tanto, los cambios identificados en los distintos niveles de organización del ecosistema (desde larva, individuo, o población hasta hábitat o ecosistema) son el resultado de la interacción del cambio climático con otras presiones. Estas interacciones entre una presión que no es manejable con otras presiones que sí lo son, dificultan la interpretación de los indicadores de estado y lo que es más relevante dificultan la identificación de medidas de gestión eficaces que permitan alcanzar el buen estado ambiental (BEA) bajo los criterios establecidos en la Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva marco sobre la estrategia marina, DMEM).

La evaluación del impacto del cambio climático en el estado de los ecosistemas marinos, así como el análisis de la efectividad de las medidas de adaptación que se aplican desde los organismos de gestión, requieren de indicadores socio-ecológicos integrales y específicamente diseñados para la



identificación de los efectos del cambio climático, rigurosos desde el punto de vista técnico y sencillos de aplicar y de interpretar. Entre los indicadores de BEA desarrollados y/o implementados en el contexto de estrategias marinas hasta la fecha, los límites ecológicos en cuanto a impactos asociados directa o indirectamente al cambio climático no están adecuadamente representados. Dado que las conclusiones en cuanto al BEA de un sistema natural son sensibles al número de indicadores empleados para cada objetivo, es necesario abordar los efectos del cambio climático de forma central, buscando la cuantificación de sus interacciones con otras presiones de forma consistente y así facilitando el cumplimiento de objetivos ambientales.

A este efecto, se describen en este informe una serie de indicadores diseñados para mejorar la comprensión de los efectos del cambio climático sobre los distintos elementos de los ecosistemas marinos, potencialmente aplicables a varias escalas ecológicas y espacio-temporales. El uso de todos ellos está suficientemente consolidado, y ha sido previamente testado, ya sea en los ecosistemas asociados a la plataforma continental ibérica, o en otras regiones. No obstante, a lo largo del cuarto ciclo se realizará una revisión de los aquí propuestos, una actualización con nuevos candidatos y la incorporación de aquellos que internacionalmente se acuerden dentro del marco de la DMEM.

Por último, los cambios producidos por el cambio climático a los distintos niveles de organización biológica tienen un reflejo directo en las actividades humanas que dependen de estos recursos, como son la pesca (Polo et al., 2022). Los efectos son a distintos niveles y en muchos casos la actividad pesquera es el primer indicador que permite identificar un cambio por efecto del cambio climático (Tasker et al., 2008; Punzón et al., 2009). Estos indicadores pueden ser de distinta naturaleza, pero generalmente implican cambios en el patrón de explotación de la actividad pesquera: incorporando nuevas especies a la pesquería; transformando su estructura de explotación (por ejemplo, haciéndose más mixta); cambiando su estacionalidad; o desplazándose a lugares o profundidades que les permita mantener sus especies objetivo; entre otros (Perry et al. 2005; Marchand et al., 2020; Langan et al., 2021; Vedor et al., 2021).

## 1.1. El cambio climático en las demarcaciones

Los sistemas semicerrados como el mar Mediterráneo enfrentan una alta sensibilidad a los factores de estrés climático y a impactos antropogénicos diversos y acumulativos, lo que los hace vulnerables al cambio climático y otros desafíos ambientales (p. ej., Hidalgo et al., 2018; Hilmi et al., 2021; Ramírez et al., 2018). Calvo et al. (2011) han revisado los efectos del cambio climático en la biota marina de la costa catalana, en el noreste de la península ibérica, que se evidencian en: (i) meridionalización de las algas, invertebrados y vertebrados; (ii) eventos de mortalidad masiva de invertebrados sésiles de comunidades coralinas; (iii) aumento del fitoplancton; (iv) proliferación de especies carnívoras de plancton gelatinoso, incluidas las medusas; y (v) una acidificación del agua de mar más rápida, en comparación con los océanos globales, con el consiguiente efecto negativo en los corales y esponjas, así como en los hábitats que forman algunas de estas especies, acompañado de una disminución de la capacidad de absorción del CO<sub>2</sub> atmosférico.

Algunas especies demersales del Mediterráneo exhiben una alta resiliencia en el mar Catalán (de Juan et al., 2020), posiblemente debido a su resistencia a presiones intensas como el cambio climático y la pesca. Las zonas más afectadas por el cambio climático y la pesca coinciden espacialmente a escala global y en el Mediterráneo occidental (Ramírez et al., 2018, 2021), destacando la importancia de evaluar ambos factores forzantes de efectos sinérgicos en las especies, teniendo en cuenta el contexto actual de cambio global.

En el mar Cantábrico, que baña la costa norte y oeste de la península ibérica, se ha identificado un calentamiento gradual de la superficie y el fondo marino, asociado al cambio climático antropogénico (Gómez-Gesteira et al., 2008; Tasker, 2008; Chust et al., 2022). La transferencia de calor a capas profundas debida a un proceso de enfriamiento de la superficie a mediados de los años 2000, en el contexto del “hiato climático”, tuvo importantes consecuencias en las condiciones termohalinas de esta región (Prieto et al., 2015; Somavilla et al., 2016), y por consiguiente en las comunidades biológicas de la zona



(Punzón et al., 2021; Polo et al., 2022). El Cantábrico comprende un amplio rango de hábitats, lo que se refleja en una gran riqueza biológica principalmente compuesta por especies templadas objeto de importantes pesquerías. Del mismo modo que en otras regiones del noreste Atlántico, los stocks de varias especies comerciales se vieron mermados debido a la sobreexplotación (Lazkano et al., 2013). Hasta la década de 2010 la productividad de las pesquerías se mantuvo gracias a un aumento del esfuerzo pesquero y un desplazamiento de las zonas explotadas. Las graves consecuencias que esto supuso para las poblaciones se advirtieron al estudiar dos indicadores de estado de las comunidades, el nivel trófico y la talla media de los peces desembarcados (Guénette and Gascuel, 2012; Arroyo et al., 2017). En el apartado del descriptor 3 (especies comerciales) de todas las demarcaciones se hace referencia a impactos concretos sobre los stocks/poblaciones documentadas, en relación con los parámetros que alimentan este descriptor.

En la demarcación marina sudatlántica confluyen diferentes mares y regiones biogeográficas, convirtiéndola en un punto caliente de biodiversidad marina. Los efectos combinados del agua central del Atlántico norte oriental y la del agua de salida del Mediterráneo influyen en la topografía y tipos de sustrato del fondo marino de esta demarcación. Los procesos oceanográficos y geológicos determinan la distribución de una amplia variedad de características geomorfológicas, hábitats bentónicos y especies marinas. Tanto esta área como su vecina, el estrecho de Gibraltar, son muy vulnerables a la introducción de especies invasoras al haber dos vías de desplazamiento y/o expansión: desde el Mediterráneo y desde aguas atlánticas africanas (Cuesta et al. 2016; Canning-Clode and Carlton 2017; Galil et al. 2018; Guastella et al. 2019). De hecho, los registros (o notificaciones) de especies alóctonas en esta demarcación se han incrementado desde 1980 aumentando rápidamente en los últimos 5 años en los que cuatro crustáceos decápodos (*Alpheus sp.*, *Lysmata unicornis*, *Penaeus monodon* y *Callinectes sapidus*) se han establecido en aguas costeras de esta demarcación siendo el cambio climático uno de los factores facilitadores (González Ortegón et al. 2020). Por tanto, es un hecho que, al igual que en otras demarcaciones, el cambio climático puede potenciar el establecimiento de especies introducidas así como el desplazamiento de otras hacia latitudes más boreales variando los rangos de distribución de éstas. En un contexto más local, el estuario del río Guadalquivir tiene más probabilidades de sufrir más seriamente los efectos del cambio climático debido a su ubicación en una zona de clima mediterráneo: la disimilitud interanual media (índice de Bray-Curtis) de la fauna estuarina ha mostrado importantes diferencias a lo largo de los años de su seguimiento, siendo las especies exóticas las que más contribuyeron a dichas diferencias al ser capaces de completar sus ciclos vitales (González Ortegón et al., 2023).

Las islas Canarias, desde el punto de vista biogeográfico, constituyen una zona de transición en la que coexisten especies de aguas templadas y tropicales. La influencia de la corriente ascendente sahariana genera un gradiente térmico longitudinal a través del archipiélago que, en determinadas épocas del año, puede alcanzar hasta 2°C de diferencia entre las islas orientales y las occidentales (Barton et al., 1998). Por ello, las especies tropicales o termófilas están mejor representadas en las islas occidentales, mientras que las templadas lo están en las orientales.

El calentamiento global y el incremento de la temperatura del agua que conlleva favorece los procesos de tropicalización, especialmente en las islas más cálidas y occidentales, bien por la expansión natural del rango de distribución de especies termófilas de latitudes próximas, como por favorecer el asentamiento de especies termófilas introducidas. Del mismo modo, las poblaciones de fauna y flora nativas pueden ver modificada su abundancia y/o límites de distribución, en función de su grado de afinidad o capacidad de adaptación al aumento de la temperatura del agua o a los cambios en los parámetros físico-químicos del medio que conlleva el cambio climático. Así, el número y abundancia de elementos tropicales en la flora marina se ha incrementado en las últimas décadas; la llegada y/o expansión de algas bentónicas en los últimos tiempos incluye a especies como *Penicillium capitatus* (Sangil et al., 2010), *Pseudotetraspora marina* (Sangil et al. 2012), la cianobacteria *Lyngbya majuscula* Harvey ex Gomont (Martín-García et al. 2014), *Halimeda incrassata* (Sangil et al., 2018) y más recientemente, *Rugulopterix okamurae*. Por el contrario, especies endémicas de las islas Canarias y de las costas africanas próximas, como las algas *Gelidium canariense* y *G. arbusculum*, han sufrido



una drástica disminución de sus poblaciones por efecto del cambio climático (Martínez et al., 2015). Entre los invertebrados de origen tropical que se han establecido en aguas de Canarias mencionar el coral de fuego *Millepora alcicornis* (Clemente et al., 2011) o el cangrejo remador *Cronius ruber* (González et al., 2017). Entre las especies de peces tropicales con poblaciones estables dentro del archipiélago están el gallo oceánico *Canthidermis sufflamen*, el gobio de mancha dorada *Gnatholepis thompsoni* o el blenio *Parablennius goreensis* (Brito et al., 2005; Falcón et al., 2015; Brito et al., 2017).

Es en la ictiofauna litoral del archipiélago donde mejor se han constatado los procesos de tropicalización. Desde los años ochenta y, en mayor medida, a partir de los noventa, se registró la llegada de un gran número de especies termófilas desde zonas tropicales (Brito et al., 2005). En las tres décadas transcurridas desde 1980 hasta 2010, a la mayor parte de las especies se les puede atribuir un proceso de expansión natural de su rango de distribución, claramente relacionado con el calentamiento de las aguas superficiales, siendo minoritarias las especies introducidas. Esa llegada de especies termófilas por sus propios medios ha continuado hasta la actualidad; sin embargo, el contingente de las tropicales introducidas se ha vuelto claramente mayoritario, coincidiendo con el auge en los puertos de Las Palmas de Gran Canaria y Santa Cruz de Tenerife de algunas actividades que contribuyen a la introducción de especies termófilas, particularmente la llegada de plataformas de extracción y barcos de perforación petrolífera (Falcón et al., 2023, Martín-Sosa et al., en prensa). Al mismo tiempo, se ha observado un aumento poblacional de las especies nativas termófilas; algunas de ellas, las más exigentes, han ido avanzando progresivamente hacia las islas orientales del archipiélago, de aguas más frías, donde eran poco frecuentes o incluso desconocidas hasta las últimas décadas. Por el contrario, la situación es cada vez menos favorable para las especies de origen templado o templado-frío en las islas occidentales (Falcón et al., 2023, Martín-Sosa et al., en prensa).

La presión pesquera también puede influir fuertemente en la distribución y abundancia de las poblaciones de peces, y actúa en combinación con la temperatura y, por lo tanto, cuestiona hasta qué grado se pueden atribuir al cambio climático los cambios anteriormente descritos (Poloczanska et al., 2016). Son frecuentes los estudios que demuestran algún efecto del calentamiento global sobre algún aspecto de las pesquerías (Belhabib et al., 2016; Lehodey et al., 2006; Payne et al., 2021; Shaffril et al., 2017; Vasconcelos et al., 2022), además de los ya citados anteriormente. Entre estos estudios, también los hay enfocados en los efectos del calentamiento en la región macaronésica (Neves et al., 2021; Vasconcelos et al., 2022) y en Canarias en particular (Castro et al., 2015; González et al., 2020; Jurado-Ruzafa et al., 2019; Polanco et al., 2011).



Figura 1. Imagen de *Rugulopteryx okamurae*. Cobertura de la especie en sustrato bentónico (litoral andaluz, ©J. de la Rosa, 2022).



---

## EL CAMBIO CLIMÁTICO Y LAS ESPECIES ALÓCTONAS INVASORAS



## 2. El cambio climático y las especies alóctonas e invasoras (EAI)

Como hemos visto los cambios más habituales en especies van desde cambios en su fisiología a alteraciones en su ecología y en su rango de distribución y patrones de migración de especies migratorias, y el incremento de especies subtropicales y tropicales. Estos cambios son producidos tanto por las actividades humanas como de forma natural debido a la alteración de los patrones de circulación de las corrientes, con efectos en los mecanismos de dispersión e interacciones competitivas entre las especies exóticas y nativas (Ochipinti-Ambrogi 2007).

### 2.1. Subregión marina del Mediterráneo occidental (WMED)

En particular, en el mar Mediterráneo, el calentamiento del agua tiene efectos aún más dramáticos, ya que ofrece un mayor margen para la propagación de especies alóctonas (sub)tropicales procedentes del mar Rojo a través del canal de Suez (canal marítimo artificial), o desde el Atlántico por el estrecho de Gibraltar (canal marítimo natural). El incremento simultáneo de la temperatura y la abundancia de especies alóctonas (sub)tropicales está provocando la llamada tropicalización del mar Mediterráneo (Bianchi y Morri, 2003), que es particularmente notable en el sector sudoriental de la cuenca. Al mismo tiempo, el sector septentrional de la cuenca experimenta un proceso de "meridionalización" (Bianchi et al., 2018), que conlleva la llegada de especies nativas de aguas cálidas anteriormente restringidas a los sectores del sur.

De las especies alóctonas registradas en la subregión española del Mediterráneo occidental, casi el 13 % corresponde a especies que llegan por sus propios medios debido a la expansión de su rango de distribución nativo. Un ejemplo de tropicalización en la subregión es el salmonete barbudo *Pseudupeneus prayensis* (Mercader, 2002), nativo del Atlántico este (desde el sur de Marruecos hasta Angola, incluyendo Cabo Verde), cuyo registro en el mar Mediterráneo es ocasional, pero cada vez más frecuente (Azzouz et al., 2011). Del proceso de meridionalización podemos resaltar el caso del pez loro *Sparisoma cretense* (Esposito et al., 2021) o la cherna *Epinephelus aeneus* (Grau y Riera, 2001), especies autóctonas de las aguas cálidas del sur y este del Mediterráneo que se están expandiendo hacia la cuenca occidental.

Otras especies son consideradas parcialmente nativas dentro de la subregión, dado que tienen diferente estatus exótico al ser analizadas entre las demarcaciones marinas. La localización geográfica de la costa mediterránea ibérica, cercana al estrecho de Gibraltar, facilita la entrada de especies atlánticas procedentes, predominantemente, del noroeste de África. Este hecho implica que algunas especies presentes en la demarcación del Estrecho y Alborán, como el gasterópodo *Cymbium olla*, puedan considerarse naturalizadas en la zona como parte de un proceso de expansión de su área de distribución. Sin embargo, su presencia en la demarcación levantino-balear podría deberse a actividades antropogénicas, por lo que la misma especie se consideraría introducida a nivel subregional (Png-Gonzalez et al., 2023).

### 2.2. Subregión marina del golfo de Vizcaya y la costa ibérica (ABI)

Aunque la presencia mundial de especies (sub)tropicales fuera de sus distribuciones originales ha aumentado en las últimas décadas, resulta especialmente interesante la subregión del golfo de Vizcaya y la costa ibérica, ya que constituye una zona de transición entre dos regiones diferentes: una con biota predominantemente boreal y otra con biota atlántica subtropical (Arias et al., 2023). Asimismo, en las costas atlánticas de la península ibérica puede ocurrir el proceso de "meridionalización", que conlleva el aumento natural de especies nativas con un centro de origen meridional (Arias et al., 2014).

De las especies alóctonas registradas en la subregión española del golfo de Vizcaya y la costa ibérica, casi el 11 % corresponde a especies que llegan por sus propios medios debido a la expansión de su rango de distribución nativo. Un ejemplo de tropicalización en la subregión son las especies del género *Kyphosus*, de distribución pantropical, que están aumentando su presencia en zonas templadas del Atlántico nororiental y del Mediterráneo (Bañón y de Carlos, 2022).



Otras especies son consideradas parcialmente nativas dentro de la subregión, dado que tienen diferente estatus exótico al ser analizadas entre las demarcaciones marinas, tal y como ocurre con los moluscos *Bolinus brandaris* y *Hexaplex trunculus*, que aparecen de forma natural en la demarcación sudatlántica, pero se encuentran introducidos en la demarcación noratlántica como cotransporte accidental de larvas/juveniles en los cultivos comerciales de bivalvos (Bañón et al., 2008).

### 2.3. Subregión marina de la macaronesia (AMA)

La presencia mundial de especies (sub)tropicales fuera de sus distribuciones originales ha aumentado en las últimas décadas, en particular, la propagación natural de especies con afinidad cálida procedentes del Atlántico este tropical se registra con mayor frecuencia en las islas Canarias (Brito et al., 2017).

De las especies alóctonas registradas en la subregión española de la macaronesia, casi el 28 % corresponde a especies que llegan por sus propios medios debido a la expansión de su rango de distribución nativo. Algunas de estas especies también han sido registradas asociadas a actividades humanas, como plataformas petrolíferas (Falcón et al., 2018) y, por lo tanto, se consideran parcialmente introducidas en la subregión. Este es el caso del pez cirujano *Acanthurus monroviae* (Triay-Portella et al., 2015) y del pez mariposa *Prognathodes marcellae* (Falcón et al., 2015).

Otras especies son consideradas parcialmente nativas dentro de la subregión, dado que tienen diferente estatus exótico al ser analizadas dentro del archipiélago canario. En este caso, destaca la presencia de los teleósteos *Argyrosomus regius*, *Dicentrarchus labrax* y *Sparus aurata* con una distribución natural restringida a las islas orientales (Brito et al., 2002), pero que han sido introducidos como especies de acuicultura en las islas centrales y occidentales (González Lorenzo et al., 2005) del archipiélago. Las especies nativas, pero localmente ausentes, pueden implicar efectos negativos en el medio ambiente en el caso de que se produzcan fugas de individuos cultivados, afectando a las comunidades naturales de peces mediante la competencia por los recursos (Toledo-Guedes et al., 2009), así como la propagación de enfermedades y/o parásitos (Toledo-Guedes et al., 2012), entre otros (Png-Gonzalez et al., 2019).

# 03



---

## EL MEDIO ABIÓTICO



### 3. El medio abiótico

El seguimiento del cambio climático en lo que se refiere al medio abiótico se aborda mediante el programa de seguimiento CI “Condiciones ambientales imperantes a escala de la demarcación marina”, que se creó a mitad del segundo ciclo de las estrategias marinas recogiendo un componente transversal de difícil encaje en un descriptor concreto, puesto que los cambios en las condiciones ambientales del entorno pueden afectar a cualquier indicador biológico. Dichas condiciones ambientales incluyen las diferentes escalas de variación, desde la meteorológica que se puede asociar por ejemplo con olas de calor marino, la interanual-decadal que recoge fluctuaciones de la circulación a gran escala, y las tendencias a escala climática (típicamente 30 años) que capturan la influencia del cambio climático.

El programa CI se anticipa de esta manera al tratamiento del cambio climático que la UE propone a partir del tercer ciclo, tal como se desarrolla en el capítulo 3 de la Guía de implementación de las estrategias marinas de la UE. El objetivo del programa es el análisis sistemático y rutinario de la información ambiental disponible en la demarcación (variables físicas, procesos dinámicos, y química inorgánica con especial énfasis en los ciclos del carbono), revisando la adecuación de los sistemas de observación existentes a las necesidades de las estrategias marinas y proponiendo correcciones para suplir carencias de dichos sistemas aprovechando la sinergia con los propios programas de monitorización que se inician para cubrir distintos aspectos de las estrategias marinas.

Entre los entregables del programa se incluyen memorias periódicas (el objetivo es que sean anuales) sobre el estado de las condiciones ambientales a escala de demarcación. La situación actualizada de las diferentes demarcaciones respecto al impacto del cambio climático en el medio físico químico se describe en estos documentos, y además contribuye, de forma resumida, a las actualizaciones de los marcos generales de las demarcaciones que se han llevado a cabo en 2024.

# 04



---

## INDICADORES



## 4. Indicadores

### 4.1. Demográficos

Niveles altos de biodiversidad, ya sea específica, genética o funcional (de atributos), tienen efectos positivos sobre los servicios y el funcionamiento ecosistémicos (Cardinale et al., 2012), de hecho, la biodiversidad está altamente relacionada con la resiliencia y la estabilidad de las comunidades biológicas.

La respuesta de las poblaciones marinas a las amenazas externas, incluido el forzamiento ambiental local, la variación climática natural, o presiones humanas dirigidas como la pesca, o no dirigidas como el impacto del cambio climático produce una gran diversidad de impactos observables en las especies marinas (p.ej., Perry et al. 2005, Alter et al. 2024). Éstas van desde cambios en la distribución espacial, pasando por cambios en los parámetros demográficos, como esperanza de vida y tasa de crecimiento poblacional, a modificaciones evolutivas más o menos perceptibles en las características vitales de las especies como la tasa de crecimiento somático y los patrones de reproducción (talla/edad de primera madurez o fenología del proceso de reproducción, entre otros; Punzón et al. 2016), las que a su vez tienen también un impacto directo en la dinámica poblacional de las especies (Lloret et al., 2001; Maynou, 2008; Vargas-Yáñez, 2008; Hidalgo et al., 2014; Martín et al., 2012; 2014; Martín et al., 2016; Maynou et al., 2020). Estos cambios pueden alterar significativamente la resistencia y la resiliencia de las poblaciones marinas a condiciones ambientales adversas, así como a la propia explotación pesquera (e.g. Hutchings y Reynolds 2004, Hsieh et al. 2006, Walsh et al. 2006, Planque et al. 2010). En particular, la capacidad de amortiguar los efectos de impactos externos se debe en gran medida a la estructura de edad y rasgos de la historia de vida de la especie, su nivel de producción (i.e. biomasa) así como a la estructura espacial de las poblaciones (Perry et al. 2005, Ciannelli et al. 2013). Además, muchos de estos indicadores se consideran también indicadores de biodiversidad, ya que se encuentran relacionados con el estatus de las poblaciones; este es el caso de los índices de mortalidad, de éxito reproductivo, así como indicadores de abundancia, biomasa y sus tendencias temporales y espaciales (Vaughan et al., 2019).

Numerosos estudios han demostrado el impacto que las condiciones ambientales, incluidas aquellas relacionadas con el impacto de cambio climático, en la dinámica temporal de indicadores como el reclutamiento (i.e., nuevos individuos jóvenes incorporados a la población), la abundancia de reproductores, o la biomasa total en torno a la península Ibérica (Lloret et al., 2001; Vargas-Yáñez, 2008; Hidalgo et al. 2019; Martín et al., 2016; Quinzán et al. 2020) y las islas Baleares (Massutí et al., 2008; Hidalgo et al. 2019). Otros estudios han ido más allá investigando la capacidad de respuesta de las poblaciones y, por lo tanto, qué características afectan a su sensibilidad ambiental, investigando las principales tasas demográficas que afectan al crecimiento poblacional: el éxito reproductivo (que incluye el éxito del reclutamiento) y la mortalidad natural (o supervivencia) la cual varía a lo largo de la ontogenia. Este estudio nos ayuda a entender cómo y por qué distintas poblaciones de una misma especie muestran distinta sensibilidad ambiental (incluida al cambio climático) atendiendo al contexto local, sus características vitales y demográficas (Hidalgo et al. 2014, Durant et al. 2013, Otero and Hidalgo 2023) y su complejidad estructural espacial (Ciannelli et al. 2013, Kerametsidis et al. 2024). Esta información no es solo útil para la gestión de los recursos marinos, sino también para la conservación de la biodiversidad, la planificación espacial y la identificación de medidas efectivas de adaptación ante la multitud y diversidad de impactos del cambio climático.

En la aproximación clásica, que utiliza la biomasa o la productividad total como indicador del funcionamiento ecosistémico, se asume que las especies dominantes en una comunidad biótica determinan en mayor medida los procesos ecológicos, mientras que las menos abundantes contribuyen de forma más minoritaria. Esto, en ocasiones, ha llevado a infravalorar a aquellas especies poco abundantes pero que pueden ser únicas a nivel funcional (Coulon et al., 2023).

En el caso de las especies ícticas infralitorales Jones and Cheung (2018) elaboraron el índice de vulnerabilidad al clima. Éste hace referencia a la vulnerabilidad de las especies al clima e intenta



responder a los posibles efectos del cambio climático en las poblaciones ícticas. El índice se basa en las características biológicas y ecológicas de unas mil especies objeto de explotación comercial (tanto de peces como de invertebrados demersales y costeros). Este índice será uno de los candidatos dada la importancia de la presión del cambio climático en el ecosistema infralitoral al ser uno de los más afectados por variaciones en la temperatura y la acidificación. Los autores construyen este índice en base al grado de exposición al cambio climático (inferido de los límites de distribución latitudinal y batimétrica de las especies, y al efecto modelizado del cambio climático en dichos límites en base a registros históricos, donde aquellas áreas menos expuestas al cambio climático son aquellas cuyos registros de temperatura, oxígeno y acidificación están dentro de los límites registrados históricamente). También tienen en cuenta la sensibilidad intrínseca de las especies, construida en base a su grado de tolerancia a las temperaturas y/o acidificación y su talla máxima (que se relacionan con el metabolismo de las especies). Por último, se tiene en cuenta la adaptabilidad intrínseca de las especies, integrando la información sobre los límites de su distribución espacial a la fecundidad y especificidad del hábitat. Los autores ofrecen un índice de vulnerabilidad, expresado en una escala arbitraria del 1 al 100, siendo 100 el más vulnerable.

## 4.2. Comunidad

### 4.2.1. Riqueza

La riqueza de especies de una comunidad o un hábitat es una medida del número de especies que la constituyen (Purvis and Hector, 2000) y ha sido el indicador de diversidad más frecuentemente utilizado para observar cambios compositionales, ya sea asociados al cambio climático como a otras presiones. Una menor riqueza puede ser indicativo de pérdida de biodiversidad, de pérdida de calidad del hábitat y/o de una menor resiliencia ante agentes de impacto. Los aumentos en la temperatura del agua se han asociado en varios estudios a incrementos latitudinales en la riqueza de especies, dándose en estas comunidades un balance positivo entre la pérdida y la aparición de nuevas especies. Sin embargo, en general es importante considerar la riqueza de especies de la mano de otros indicadores ecológicos para no caer en interpretaciones sesgadas sobre el efecto de los cambios ambientales en los ecosistemas. En las comunidades asociadas al mar Cantábrico se identificó un aumento generalizado de la riqueza de especies de peces (Punzón et al., 2016), que al ser estudiado junto a otros indicadores como la frecuencia de ocurrencia y la afinidad biogeográfica de las especies, permitió asociar este aumento generalizado a dos procesos vinculados al cambio climático: la meridionalización, i.e., el aumento en la presencia de fauna nativa de afinidad templada y cálida, y la tropicalización, proceso por el cual las comunidades templadas experimentan un aumento en la abundancia de especies no nativas de afinidades tropicales y subtropicales.

En el Mediterráneo occidental, estos procesos de meridionalización y tropicalización se están observando desde hace años (p.ej. Golani et al., 2002, 2021; Dulčić et al., 1999; Sabatés et al., 2006; Massutí et al., 2009). Farriols et al., (2019) observaron estabilidad, e incluso una recuperación en la diversidad de peces demersales, así como valores elevados de diversidad en las plataformas continentales de las islas Baleares, Cerdeña, Sicilia y el mar Egeo. Estos cambios de diversidad, a nivel tanto espacial como temporal, se han relacionado con una disminución en la presión pesquera (Farriols et al., 2019).

En el Mediterráneo, la presencia y abundancia de especies lessepsianas procedentes del mar Rojo (Indo-Pacífico) y otras especies tropicales y subtropicales procedentes del Atlántico, pueden ser utilizados como indicadores en las demarcaciones del Estrecho y Alborán y levantino-balear. Para ello, el CIESM *Atlas of Exotic Species in the Mediterranean* (<https://ciesm.org/online/atlas/>), en el que se han identificado estas especies y analizado su aparición, expansión y abundancia en toda la cuenca mediterránea, puede servir de base.



#### 4.2.2. Diversidad específica

Existen numerosos índices de diversidad que será necesario testar para analizar los efectos sobre los indicadores de estado de especies y hábitats (Shannon, Simpson, N90, etc) (Shannon-Wiener, 1949, Simpson, 1949, Farrions et al., 2015). Así, por ejemplo, el índice de Pielou Eveness ( $J'$ ), o índice de uniformidad, hace referencia a la equitabilidad o uniformidad en la distribución de las abundancias de especies en una comunidad (Pielou, 1966). Tiene en cuenta la proporción o abundancia relativa de cada especie. Este índice responde al impacto de la pesca en comunidades de especies demersales del Mediterráneo (Farríols et al., 2017, 2019). La ecuación es la siguiente:

$$J' = \frac{\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i}{\ln S}$$

Donde  $p_i$  es la proporción de todos los individuos pertenecientes a la especie  $i$  y  $S$  es el número total de especies en la muestra.

### 4.3. Funcionales

#### 4.3.1. Indicadores de sensibilidad/vulnerabilidad/riesgo

Los impactos del cambio climático afectan de forma diferente a las distintas comunidades marinas en función de tres factores, principalmente: su sensibilidad intrínseca, su capacidad de adaptación a los cambios y su exposición a los distintos agentes de impacto (al calentamiento asociado al cambio climático, pero también a otras presiones de origen natural y antropogénico). Tanto la sensibilidad como la capacidad de adaptación de un organismo están altamente ligadas a sus atributos funcionales y al ciclo de vida propios de la especie. En muchos estudios, estos rasgos funcionales son utilizados como indicadores ecológicos, o sirven de base para la generación de indicadores de vulnerabilidad. A la hora de diseñar acciones para la mitigación y la adaptación a los efectos del cambio climático sobre los ecosistemas marinos y las comunidades humanas que dependen de ellos, es importante identificar qué especies, hábitats y ecosistemas son más susceptibles de sufrir cambios irreversibles. El marco propuesto por el IPcambio climático (2019) para evaluar la vulnerabilidad ante el cambio climático se diseñó precisamente para facilitar esa identificación. Siguiendo esta metodología es como se han llevado a cabo evaluaciones de vulnerabilidad al cambio climático a varias escalas ecológicas y geográficas.



Figura 2. Esquema del IPcambio climático para la evaluación de riesgos y vulnerabilidad de un sistema al cambio climático.



En lugar de hacerlo desde la perspectiva taxonómica, poniendo a las especies como unidades centrales de estudio, estas evaluaciones estiman la vulnerabilidad al cambio climático de las comunidades biológicas desde una aproximación funcional, asociando los atributos biológicos y ecológicos de las especies a distintos grados de sensibilidad al cambio climático, y se han utilizado frecuentemente para evaluar la vulnerabilidad de distintas poblaciones ante distintos escenarios de calentamiento (Stortini et al., 2015; Bueno-Pardo et al., 2021). Siguiendo esta aproximación, no sólo sobre poblaciones sino también a nivel de comunidad (a través de la ponderación de los grados de sensibilidad de cada especie por su presencia y abundancia en dicha comunidad), de Juan y Demestre (2012) y González-Irusta et al. (2018) crearon índices de sensibilidad de las comunidades a la pesca de arrastre basados en atributos funcionales. Pese al potencial de los indicadores funcionales de vulnerabilidad, muy pocos estudios las han aplicado para examinar la vulnerabilidad o la sensibilidad de las comunidades a múltiples presiones (Butt et al., 2022), y aún menos habitualmente se han analizado las potenciales interacciones entre presiones, que, cuando son sinérgicas, pueden exacerbar el impacto de las presiones por separado (Perry et al., 2005; Möllmann and Diekmann, 2012).

Por otro lado, las evaluaciones de vulnerabilidad (i.e. sensibilidad y/o riesgos) climática son el punto de partida para poder diseñar cualquier medida de adaptación. Sin embargo, estos estudios son muy sensibles a la escala a la que se realizan, así como a los indicadores que se incluyen. Esto es evidente al comparar el análisis realizado a nivel de todas las regiones europeas con un número reducido de indicadores (Payne et al., 2021) comparado con estudios más exhaustivos a nivel regional en la península ibérica, basados en un número mayor de indicadores, tanto a nivel de exposición climática, de sensibilidad de las especies y de las comunidades pesqueras, como en relación con la capacidad de adaptación de las distintas regiones (Aragao et al., 2021). En los últimos años se han desarrollado aplicaciones para evaluar la vulnerabilidad y la resiliencia climática de las pesquerías con indicadores mucho más específicos, que permiten alcanzar escalas espaciales más pequeñas, locales y subregionales (Eurich et al., 2023), y, por lo tanto, identificar medidas de adaptación más plausibles y evitar posibles efectos de maladaptación.

#### 4.4. Indicadores de redes tróficas

El efecto del calentamiento sobre las poblaciones de especies marinas necesariamente escala a otros niveles de organización en el ecosistema, afectando a las relaciones entre especies. El calentamiento de las aguas se asocia a una simplificación de las redes tróficas que puede disminuir algunas de sus métricas de redes, como su conectancia, su nivel trófico medio o su ratio entre consumidores y recursos (O’Gorman et al., 2023). Las reorganizaciones en la estructura de las redes tróficas marinas en respuesta al calentamiento afectan a la velocidad y la eficiencia de los flujos dentro de los ecosistemas marinos (du Pontavice et al., 2020), alterando en última instancia el balance de la conectividad bentoo-pelágica. Aunque generalmente se espera una disminución en la biomasa de los ecosistemas marinos, actualmente no hay un consenso a nivel global sobre los efectos del calentamiento en los ecosistemas marinos, que varían de forma sustancial entre distintas aproximaciones metodológicas y distintos ecosistemas (Heneghan et al., 2021).

Uno de los efectos sobre los que se dispone de más información es la reducción del tamaño de los organismos marinos, que responde a la combinación del metabolismo acelerado que impone una temperatura más alta a los ectotermos, la mayor eficiencia respiratoria a menor tamaño y la menor concentración de oxígeno disuelto en el agua a mayor temperatura (Queiros, 2024). Esta reducción de tamaño afectará más a los ectotermos de mayor tamaño, por lo que sería esperable una respuesta diferencial en el ecosistema que altere las ratios de tamaño depredador-presa y con ello el flujo total de energía en el ecosistema.



## 4.5. Cambios en la distribución

### 4.5.1. CPUE (Captura Por Unidad De Esfuerzo)

La Captura por Unidad de Esfuerzo (pesquero) (CPUE) es un indicador generado a partir de información de pesquerías que se utiliza a menudo como proxy de la distribución y la abundancia de poblaciones de especies de interés comercial. Según Pennino et al. (2016), los datos de origen pesquero responden mejor a las variables ambientales relacionadas con la hidrodinámica, mientras que los datos no-pesqueros responden mejor a variables ambientales más relacionadas con la geomorfología del lecho marino. Un ejemplo de uso de la CPUE como indicador de los efectos ambientales sobre las comunidades es en los estudios dedicados a los cambios en los patrones migratorios de la caballa (*Scomber scombrus* Linnaeus, 1758) y a su área de puesta en el golfo de Vizcaya (Punzón and Villamor, 2009; Rodríguez-Básalo et al., 2022). Esta especie es explotada en esta zona a través de varias artes de pesca, de arrastre, de enmallé y palangre, así que para estimar la CPUE, en estos estudios se utilizó información de la actividad pesquera dedicada a la caballa durante su migración reproductiva proveniente de todas estas pesquerías (más información sobre el origen de los datos pesqueros en el apartado sobre VMS y libros de pesca en la sección de programas de seguimiento). En estos estudios se observó un adelantamiento en la puesta de esta especie en el Cantábrico y el norte de la península ibérica y se identificaron la temperatura y el viento como los factores ambientales con más influencia en este proceso. La CPUE reveló ser un indicador eficaz y sensible a los cambios en esta pesquería, capaz de proveer de información relevante a la hora de estudiar la distribución y la fenología de especies migratorias con interés comercial.

Otro índice similar, pero relativo a los desembarcos (LPUE: *Landing per Unit of Effort*), ha sido utilizado para modelar los cambios en la distribución de la gamba blanca (*Parapenaeus longirostris*) a lo largo de la costa nororiental mediterránea de la península ibérica (Mingote et al., 2024). Los LPUE pueden ser también un buen indicador en áreas como las demarcaciones españolas, donde la mayoría de las flotas pesqueras faenan en zonas próximas a sus puertos bases (a excepción de los arrastreros), debido a las características de estas flotas (la mayoría de las embarcaciones son de porte bajo y medio) y, sobre todo, por la regulación del esfuerzo pesquero que se aplica en estas áreas.

### 4.5.2. Temperatura de la comunidad (CTI; CWMT)

En las comunidades de afinidad templada, los cambios en la distribución de las especies producidos por el cambio climático dan lugar en última instancia a los ya mencionados procesos de meridionalización y tropicalización. Para poder monitorizarlos se diseñó el índice de la temperatura de la captura (Community Weighted Mean Temperature, CWMT; Punzón et al., 2021). Del mismo modo que el Community Temperature Index (CTI, Devictor et al., 2008), la CWMT se basa en todas las especies de la comunidad y se calcula ponderando la temperatura media de sus distribuciones por la abundancia de cada uno de ellos, de la siguiente manera:

$$\text{CWMT}_i = \frac{\sum T^a \text{pref}_s * Ab_{si}}{\sum Ab_i}$$

Siendo  $\text{CWMT}_i$  la  $T^a$  de la comunidad en el lance o estación de muestreo  $i$ , la  $T^a$ prefs, la  $T^a$  óptima de la distribución de la especie  $s$  y  $Ab_i$  la Abundancia de la especie  $s$  en el lance  $i$ .

Este índice permite analizar las dinámicas de la comunidad en relación con la temperatura ambiental a diferentes escalas temporales y espaciales, y tiene el potencial de anticipar los efectos del cambio climático en diferentes escenarios climáticos. En el estudio realizado por Punzón et al. (2021) la abundancia relativa de las especies se extrajo de los datos obtenidos por las campañas internacionales de arrastre de fondo (IBTS) llevadas a cabo en el sur del golfo de Vizcaya entre 1983 y 2015. Estos análisis



mostraron que la CWMT responde a la temperatura ambiental de la columna de agua y reproduce sus tendencias espacio-temporales en el área de estudio, observándose: (i) un aumento de suroeste a noreste, hacia el interior del golfo de Vizcaya, (ii) una disminución con la profundidad, a excepción del área suroeste, caracterizada por importantes procesos de afloramiento, (iii) un aumento general a lo largo del tiempo. Además, se identificaron tres tipos de comunidades en la plataforma y el talud según su afinidad térmica: cálidas, templadas y frías, y se analizaron sus cambios espaciales en las últimas décadas. Mientras que el área ocupada por las comunidades cálidas ha aumentado en 268,4 km<sup>2</sup>/año desde los años 80, las comunidades frías se han retraído a una velocidad de -155,4 km<sup>2</sup>/año.

Recientemente, el uso de este tipo de indicadores de los cambios en la afinidad térmica de las comunidades biológicas impactadas por el cambio climático (CTI, CWMT y similares) ha sido revisado (Bowler y Böhning-Gaese, 2017). Para afinar su interpretación, dado que los cambios en la afinidad térmica de una comunidad (y por tanto en el CTI y en la CWMT) pueden no sólo ser reflejo de cambios en la temperatura ambiental, se ha propuesto una aproximación que desagrega los efectos de la temperatura preferente de las especies, de los efectos de otros atributos funcionales sobre la abundancia de las especies.

#### 4.6. Indicadores espaciales para el estudio de dinámicas espacio-temporales

Los índices espaciales se emplean para cuantificar la distribución de las especies, así como para evaluar el impacto del cambio climático y otros aspectos antropogénicos analizando sus dinámicas temporales (Bez & Rivoirard, 2001; Greenstreet et al., 2012; Woillez et al., 2009). Estas herramientas son de gran relevancia para los responsables de la toma de decisiones, aunque hasta el momento existen pocas investigaciones centradas específicamente en su aplicación en la gestión (Greenstreet et al., 2012; Yalcin & Leroux, 2017).

Existen numerosos índices espaciales para el estudio de las dinámicas espaciotemporales (revisado por Rufino et., 2018). Aquí hemos seleccionado 7 indicadores de la distribución de especies: los centros de gravedad latitudinal (CG-lat), longitudinal (CG-lon) y profundidad (CG-profundidad), la inercia (In), el índice de irregularidad o patchiness (Ipatch), el índice de dispersión (Idisp) y el índice de agregación (Iagg); que responden a los cambios climáticos y antropogénicos como señalan Puerta et al., (2014), Rufino et al., (2018) y Sanz-Martín et al., (2024). Estos índices, al igual que el ya mencionado CWMT, se derivan de la densidad o distribución estandarizada de abundancia de las especies (véase la Tabla 1 para más detalles). En el área GSA6, que abarca la costa mediterránea de la península ibérica desde Cataluña hasta la Región de Murcia, durante los últimos 26 años, Sanz-Martín et al. (2024) han observado cambios significativos en la distribución subregional de numerosas especies, desplazándose hacia el sur y el suroeste, en contraposición a las tendencias de meridionalización esperadas. Estos desplazamientos en la distribución de las especies están relacionados con la velocidad creciente del cambio climático y la preferencia térmica de las especies, particularmente notoria en aquellas adaptadas a aguas frías. Además, especies que habitan en la plataforma continental han desplazado sus distribuciones hacia aguas menos profundas y costeras, siguiendo el gradiente batimétrico litoral, contradiciendo las expectativas iniciales de desplazamiento hacia aguas más profundas en busca de temperaturas más frías. En la misma línea, estudios como el de Puerta et al. (2014) señalan cambios en la distribución de densidad y tamaño de poblaciones de calamar y pulpo (*Illex coindetii* y *Eledone cirrhosa*) en la costa mediterránea, atribuyendo estos movimientos a procesos ambientales y climáticos específicos de cada especie y región.



Tabla 1. Indicadores espacios temporales aplicables al cambio climático.

Indicadores espacio-temporales	Descripción y definición	Ecuación	Referencias
Centro de Gravedad (CG-lat, CG-lon, CG-depth)	Localización geográfica media de la población (latitud, longitud o profundidad) ponderada por la densidad (número de individuos por km <sup>2</sup> ).	$\Sigma(lat*density)/\Sigma(density)$ $\Sigma(lon*density)/\Sigma(density)$ $\Sigma(depth*density)/\Sigma(density)$	Bez and Rivoirard, (2001); Woillez et al., (2009 and more generally of populations with diffuse limits (e.g. pelagic fish)
Inercia (In)	Dispersión espacial de la población alrededor de su CG-lat. La distancia media cuadrática entre la latitud de cada pez y su centro de gravedad, ponderada por la densidad. Representa la variabilidad o heterogeneidad del centro de gravedad.	$\Sigma((lat-CG-lat)^2*density)/\Sigma(density)$	Bez, (1997); Bez and Rivoirard, (2001); Woillez et al., (2009 and more generally of populations with diffuse limits (e.g. pelagic fish)
Índice de agregación (lagg)	Agregación de la población. Densidad media por individuo (la media de la densidad de muestra ponderada por el número de individuos por muestra) y dividida por la densidad total	$\Sigma(density^2)/(\Sigma(density))^2$	Bez and Rivoirard, (2001)
Índice de dispersión (Idisp)	Patrón de distribución dentro de su rango. Relación media:varianza de la densidad.	$\Sigma(density)/var(density)$	Southwood, (1978); Greenstreet et al., (2012)
Índice de Lloyds de irregularidad (Ipatch)	Cuantificación del grado de irregularidad o <i>patchiness</i> , en función de la densidad media y la varianza muestral.	$1+var(density)^2/(mean(density)^2-1/mean(density))$	Lloyd, (1967); Bez, (2000); Rindorf and Lewy, (2012) and to a lesser extent, of mean crowding, are often applied to (fish or ichthyoplankton)



## 4.7. Indicadores de especies alóctonas e invasoras (EAI)

Entre ellos podemos destacar los siguientes indicadores:

- **EAI-Tasa:** Tasa de introducción de especies alóctonas por periodo definido. Este indicador está relacionado con el D2C1. El parámetro establecido es la presencia (PRE) y la unidad son las especies.
- **EAI-Tend:** Tendencias en la abundancia, frecuencia temporal y distribución espacial de las especies alóctonas. Este indicador está relacionado con el D2C2. El parámetro establecido es la distribución espacial (DIST-S) y es adimensional.

## 4.8. Métricas climáticas

Analizar y prever los impactos a largo plazo del cambio climático sobre la biodiversidad es un desafío porque las respuestas de los organismos dependen de factores demográficos, fisiológicos y evolutivos, además de la interacción con otros elementos estresantes inducidos por el ser humano, como la pesca y la fragmentación del hábitat. La escasez de datos complica aún más la utilización de los métodos disponibles, como los modelos bioclimáticos. En cambio, el empleo de indicadores simples del cambio climático resulta más práctico para abordar la biodiversidad en su totalidad. Las diferentes métricas disponibles representan dimensiones alternativas del cambio climático, cada una con distintas implicaciones para la conservación de la biodiversidad y otros sectores (García et al., 2014). Existe una amplia gama de métricas climáticas que pueden ser locales o regionales, en función de cómo se calculen: el cambio en climas extremos, los cambios de clima estacionales, tendencia temporal climática, gradiente espacial climático, velocidad del cambio climático. Sus definiciones y cálculo son las siguientes:

- **Cambio en climas extremos:** la diferencia con el tiempo, en una localidad determinada, en la magnitud de los fenómenos climáticos extremos, o en la probabilidad de ocurrencia de los eventos históricos más extremos (Katz et al., 2005).
- **Cambio climático estacional:** cambios en el calendario de las temporadas, temperaturas (u otras variables climáticas) relevantes para el sistema fenológico de respuesta de las especies al cambio climático. Se calcula como la relación entre la tendencia de la temperatura a largo plazo ( $^{\circ}\text{C/año}$ ) y la tasa estacional de cambio de temperatura ( $^{\circ}\text{C/día}$ ), convirtiendo las unidades en días/década (Burrows et al., 2011).
- **Tendencia temporal climática local a largo plazo:** calculado como la pendiente de la regresión lineal de temperatura (u otra variable) frente a tiempo ( $^{\circ}\text{C/año}$ ).
- **Gradiente climático espacial local:** calculado como el cambio espacial promedio a largo plazo de temperaturas (u otra variable) ( $^{\circ}\text{C/km}$ ) (Burrows et al., 2011).
- **Velocidad climática:** se calcula como la relación de la tendencia temporal y el gradiente espacial climático y hace referencia a la velocidad de migración de las isoterma de menor a mayor temperatura (Burrows et al., 2011).

Como ya se ha mencionado, en el Mediterráneo occidental, se han observado cambios significativos en la distribución subregional de numerosas especies en las últimas dos décadas, desplazándose hacia el sur y el suroeste y hacia aguas más someras y costeras, relacionados con la velocidad creciente del cambio climático y la preferencia térmica de las especies, particularmente notoria en aquellas adaptadas a aguas frías (Sanz-Martín et al. 2024).



---

## PROGRAMAS DE SEGUIMIENTO QUE PUEDEN APOYAR A LOS INDICADORES



## 5. Programas de seguimiento que pueden apoyar los indicadores

La implementación de los indicadores y su aplicación como descriptores de presión y de estado de los ecosistemas marinos, tiene que apoyarse en fuentes de información adecuadas y que representen los distintos componentes de estos sistemas socio ecológicos. Aunque los datos biológicos, ecológicos y socioeconómicos no siempre están disponibles en las escalas temporales y espaciales necesarias y en muchas ocasiones están sesgados hacia áreas y/o especies de alto valor comercial, existen una serie de programas de seguimiento ya asentados y que tienen el potencial de informar a distintas escalas de las tendencias y la variabilidad de los ecosistemas marinos y las presiones a las que se ven sometidos.

Los estudios asociados a analizar los efectos del cambio climático en los indicadores del BEA utilizados en el marco de la DMEM se sustentan únicamente en la información obtenida a partir de los programas de seguimiento existentes. Aunque no son los únicos, entre ellos podemos destacar los siguientes:

- Programas de seguimiento asociados a la actividad pesquera. Entre ellos podemos destacar la información de VMS, libros de pesca y hojas de venta. Proporcionarán indicadores de cambios en la distribución de especies comerciales, composición de las capturas, cambios en la distribución de las pesquerías, incorporación de nuevas especies, etc.
- Programas de seguimiento de biodiversidad (D1). Los principales programas de seguimiento están ligados a campañas e investigación demersales (IBTS, MEDITS, etc), pelágicas (ECOMED, PELACUS, ECOCADIZ, etc), RADIALES y otras estandarizadas a nivel internacional en el ámbito de los distintos organismos internacionales (ICES, CGPM, etc). Se podrán obtener diversos indicadores a distintos niveles organizativos del ecosistema, desde el estado larvario (p.ej RADIALES y campañas pelágicas) como poblacionales, de especie y hasta comunidad (p. ej. campañas pelágicas y demersales).
- Programas de seguimiento de especies comerciales (D3). Proporcionarán fundamentalmente índices asociados a los parámetros poblacionales.
- Programas de seguimiento de especies alóctonas (D2). Programas de seguimiento para la detección y cuantificación de especies alóctonas en áreas marinas protegidas o sensibles y los Programas de seguimiento para la detección de especies alóctonas en áreas de alto riesgo de introducción orientados a la detección temprana de especies alóctonas e invasoras en puntos calientes como son los puertos comerciales, cuya introducción se realice mediante el tráfico marítimo.
- Programas de seguimiento de relaciones tróficas (D4). Estos programas de seguimiento están íntimamente relacionados con la toma de muestras principalmente en las campañas de investigación demersales y pelágicas, y aportarán todos los indicadores relacionados con las redes tróficas.
- Programa de seguimiento de hábitats bentónicos (D6). Los programas de observación directa podrán proporcionar además de indicadores de cambios en la distribución de los hábitats bentónicos y especies estructurantes concretas, indicadores de estado de hábitat como por ejemplo evolución de la superficie de blanqueamiento de corales y/o algas rojas coralináceas, o evolución de otros indicadores de estado asociados al cambio climático.
- Además, existen otros programas de seguimiento internacionales en los que se participa, como el p.ej. CIESM Atlas of Exotic Species (<https://ciesm.org/online/atlas/>), que pueden servir de referencia a la hora de seleccionar especies indicadoras.



---

## REFERENCIAS



## 6. Referencias

- Alter, K., Jacquemont, J., Claudet, J., Lattuca, M. E., Barrantes, M. E., Marras, S., ... & Domenici, P. (2024). Hidden impacts of ocean warming and acidification on biological responses of marine animals revealed through meta-analysis. *Nature Communications*, 15(1), 2885.
- Aragão, G. M., López-López, L., Punzón, A., Guijarro, E., Esteban, A., García, E., ... & Hidalgo, M. (2022). The importance of regional differences in vulnerability to climate change for demersal fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 79(2), 506-518.
- Arias, A., Bañón, R., Paxton, H., Anadón, N. (2014) Tropicalización y meridionalización en el medio marino del NO-N de la península ibérica. En: Ríos, P., Suárez, L.A., Cristobo, J. (Eds.) XVIII Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina. Libro de resúmenes. Centro Oceanográfico de Gijón, p. 130.
- Arias, A., Ríos, P., Cristobo, J., Hannelore, P. (2023) The Bay of Biscay: almost two centuries inspiring global oceanography. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 281: 108196.
- Arroyo, N. L., Preciado, I., López-López, L., Muñoz, I., & Punzón, A. (2017). Trophic mechanisms underlying benthic-demersal community recovery in the north-east Atlantic. *Journal of Applied Ecology*, 54(6), 1957-1967.
- Azevedo. J. Franco; J.N.; Vale, C.G.; Lemos, M.F.L., Arenas, F. 2023. Rapid tropicalization evidence of subtidal seaweed assemblages along a coastal transitional zone. *Scientific Reports*, 13:11720. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-38514-x>
- Azzouz, K., Diatta, Y., Mansour, S., Boumaïza, M., Ben Amor, M.M., Capapé, C. (2011) First record of the west African goatfish, *Pseudupeneus prayensis* (Actinopterygii: Perciformes: Mullidae), off the Tunisian coast (central Mediterranean). *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 41(2): 133-136.
- Bañón, R., Rolán, E., García-Tasende, M. (2008) First record of the purple dye murex *Bolinus brandaris* (Gastropoda: Muricidae) and a revised list of non native molluscs from Galician waters (Spain, NE Atlantic). *Aquatic Invasions*, 3(3): 331-334.
- Bañón, R., de Carlos, A. (2022) Preliminary evidence about the colonisation process of *Kyphosus* species (Perciformes: Kyphosidae) in the Subtropical-Temperate Northeast Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. *Journal of Marine Science and Engineering*, 10: 1237.
- Barton, E.D., Arístegui, J., Tett, P., Canton, M., García-Braun, J., Hernández, L., Nykhaer, L., Almeida, C., Alumunia, J., Ballesteros, S., Basterretxea, G., Escánez, J., García-Weill, L., Hernández-Guerra, A., Lopez-Laatz, F., Molina, R., Montero, M. F., Navarro-Perez, E., Rodríguez, J.M., van Lenning, K., Velez, H., Wild, K. (1998). The transition zone of the Canary Current upwelling region. *Prog. Oceanogr.* 41, 455-504. [https://doi.org/10.1016/s0079-6611\(98\)00023-8](https://doi.org/10.1016/s0079-6611(98)00023-8)
- Belhabib, D., Lam, V. W. Y., and Cheung, W. W. L. (2016). Overview of West African fisheries under climate change: Impacts, vulnerabilities and adaptive responses of the artisanal and industrial sectors. *Mar. Policy* 71, 15-28. doi: 10.1016/j.marpol.2016.05.009.
- Berge, J., Johnsen, G., Nilsen, F., Gulliksen, B., & Slagstad, D. (2005). Ocean temperature oscillations enforce the reappearance of blue mussels in Svalbard after 1,000 years of absence. *Mar Ecol Prog Ser*, 303, 167-175.
- Bez, N. (1997). Covariogram and related tools for structural analysis of fish survey data. *Geostatistics Wollogong'96*, 2, 1316-1327.
- Bez, N. (2000). On the use of Lloyd's index of patchiness. *Fisheries Oceanography*, 9(4), 372-376. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2419.2000.00148.x>



- Bez, N., & Rivoirard, J. (2001). Transitive geostatistics to characterise spatial aggregations with diffuse limits: An application on mackerel ichyoplankton. *Fisheries Research*, 50(1-2), 41-58. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(00\)00241-1](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(00)00241-1)
- Bianchi, C.N., Morri, C. (2003) Global sea warming and 'tropicalization' of the Mediterranean Sea: biogeographic and ecological aspects. *Biogeographia*, 24: 319-327.
- Bianchi, C.N., Caroli, F., Guidetti, P., Morri, C. (2018) Seawater warming at the northern reach for southern species: Gulf of Genoa, NW Mediterranean. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 98(1): 1-12.
- Bowler, D., & Böhning-Gaese, K. (2017). Improving the community-temperature index as a climate change indicator. *PLoS one*, 12(9), e0184275.
- Brito, A., Pascual, P.J., Falcón, J.M., Sancho, A., González, G. (2002) *Peces de las Islas Canarias. Catálogo Comentado e Ilustrado*. Francisco Lemos (Ed.), Santa Cruz de Tenerife, 419 pp.
- Brito, A., Falcón, J. M., and Herrera, R. (2005). Sobre la tropicalización reciente de la ictiofauna litoral de las islas Canarias y su relación con cambios ambientales y actividades antrópicas. *Vieraea* 33, 515-526.
- Brito, A., Moreno-Borges, S., Escánez, A., Falcón, J.M., Herrera, R. (2017) New records of Actinopterygian fishes from the Canary Islands: Tropicalization (range expansion) as the most important driving force increasing fish diversity. *Revista de la Academia Canaria de Ciencias*, 29: 31-44.
- Bueno-Pardo, J., Nobre, D., Monteiro, J. N., Sousa, P. M., Costa, E. F., Baptista, V., ... & Leitão, F. (2021). Climate change vulnerability assessment of the main marine commercial fish and invertebrates of Portugal. *Scientific Reports*, 11(1), 2958.
- Burrows, Schoeman, D. S., Buckley, L. B., Moore, P., Poloczanska, E. S., Brander, K. M., Brown, C., Bruno, J. F., Duarte, C. M., Halpern, B. S., Holding, J., Kappel, C. V., Kiessling, W., O'Connor, M. I., Pandolfi, J. M., Parmesan, C., Schwing, F. B., Sydeman, W. J., & Richardson, A. J. (2011). The pace of shifting climate in marine and terrestrial ecosystems. *Science*, 334(6056), 652-655. <https://doi.org/10.1126/science.1210288>
- Butt, N., Halpern, B. S., O'Hara, C. C., Allcock, A. L., Polidoro, B., Sherman, S., Byrne, M., Birkeland, C., Dwyer, R. G., Frazier, M., Woodworth, B. K., Arango, C. P., Kingsford, M. J., Udyawer, V., Hutchings, P., Scanes, E., McLaren, M. J., Maxwell, S. M., Diaz-Pulido, G., Dugan, E., Simmons, B. A., Wenger, A. S., Linardich, C. & Klein, C. J. (2022). A trait-based framework for assessing the vulnerability of marine species to human impacts. *Ecosphere*, 13(2), e3919.
- Canning-Clode, J. y Carlton, J.C. (2017). Refining and expanding global climate change scenarios in the sea: Poleward creep complexities, range termini, and setbacks and surges. *Divers Distrib* 23:463-473.
- Cardinale BJ et al. 2012 Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59-67. doi:10.1038/nature11148
- Castro, J.J, Divovich, E., Delgado de Molina Acevedo, E., Barrera-Lujan, A. (2015). Over looked and under-reported: a catch reconstruction of marine fisheries in the Canary Islands, Spain, 1950-2010. *Sea Around Us* 26, 143-154. Available at: [https://www.researchgate.net/publication/291957895\\_Overlooked\\_and\\_under-reported\\_A\\_catch\\_reconstruction\\_of\\_marine\\_fisheries\\_in\\_the\\_Canary\\_Islands\\_Spain\\_1950-2010](https://www.researchgate.net/publication/291957895_Overlooked_and_under-reported_A_catch_reconstruction_of_marine_fisheries_in_the_Canary_Islands_Spain_1950-2010).
- Ciannelli, L., Fisher, J. A., Skern-Mauritzen, M., Hunsicker, M. E., Hidalgo, M., Frank, K. T., & Bailey, K. M. (2013). Theory, consequences and evidence of eroding population spatial structure in harvested marine fishes: a review. *Marine Ecology Progress Series*, 480, 227-243.



Clemente, S., Rodríguez, A., Brito, A., Ramos, A., Monterroso, Ó., Hernández, J.C. (2011). On the occurrence of the hydrocoral *Millepora* (Hydrozoa: Milleporidae) in the subtropical eastern Atlantic (Canary Islands): is the colonization related to climatic events? *Coral Reefs* 30, 237-240. <https://doi.org/10.1007/s00338-010-0681-7>.

Cuesta, J.A., Almón, B., Pérez-Dieste, J., Trigo, J.E. y Banón, R. (2016). Role of ships' hull fouling and tropicalization process on European carcinofauna: new records in Galician waters (NW Spain). *Biol Invasions* 18:619-630

Chust, G., González, M., Fontán, A., Revilla, M., Alvarez, P., Santos, M., ... & Uriarte, A. (2022). Climate regime shifts and biodiversity redistribution in the Bay of Biscay. *Science of the Total Environment*, 803, 149622

de Juan, S., & Demestre, M. (2012). A Trawl Disturbance Indicator to quantify large scale fishing impact on benthic ecosystems. *Ecological Indicators*, 18, 183-190.

de Juan, S., Hinz, H., Sartor, P., Vitale, S., Bentes, L., Bellido, J. M., Musumeci, C., Massi, D., Gancitano, V., & Demestre, M. (2020). Vulnerability of Demersal Fish Assemblages to Trawling Activities: A Traits-Based Index. *Frontiers in Marine Science*, 7(February). <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00044>

Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., & Jiguet, F. (2008). Birds are tracking climate warming, but not fast enough. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 275(1652), 2743-2748.

Du Pontavice, H., Gascuel, D., Reygondeau, G., Maureaud, A., & Cheung, W. W. (2020). Climate change undermines the global functioning of marine food webs. *Global Change Biology*, 26(3), 1306-1318.

Dulčić J., Grbec, B. and Lipej L.- 1999. Information on the Adriatic ichthyofauna – effect of water warming. *Acta Adriatica*, 40(2): 33-43. Golani et al., 2002, 2021;

Durant, J. M., Hjermann, D. Ø., Falkenhaug, T., Gifford, D. J., Naustvoll, L. J., Sullivan, B. K., Beaugrand, G. & Stenseth, N. C. (2013). Extension of the match-mismatch hypothesis to predator-controlled systems. *Marine Ecology Progress Series*, 474, 43-52.

Eskuche-Keith, P., Hill, S. L., López-López, L., Rosenbaum, B., Saunders, R. A., Tarling, G. A., & O'Gorman, E. J. (2024). Temperature alters the predator-prey size relationships and size-selectivity of Southern Ocean fish. *Nature Communications*, 15(1), 3979.

Esposito, G., Prearo, M., Menconi, V., Muguetti, D., Meloni, D., Tomasoni, M., Pizzul, E., Piras, P., Renzi, M., Gaspa, D., et al. (2021) Northward spread of the parrotfish *Sparisoma cretense* (Teleostei: Scaridae) in the Mediterranean Sea: an update on current distribution with two new records from Sardinia. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(5): 536.

Eurich, J. G., Friedman, W. R., Kleisner, K. M., Zhao, L. Z., Free, C. M., Fletcher, M., ... & Mills, K. E. (2024). Diverse pathways for climate resilience in marine fishery systems. *Fish and Fisheries*, 25(1), 38-59.

Falcón, J.M., Herrera, R., Ayza, O., Brito, A. (2015) New species of tropical litoral fish found in Canarian waters. Oil platforms as a central introduction vector. *Revista de la Academia Canaria de Ciencias*, 27: 67-82.

Falcón, J.M., Brito, A., Herrera, R., Monterroso, O., Rodríguez, M., Álvarez, O., Ramos, E., Miguel, A. (2018) New records of tropical littoral fishes from the Canary Islands as a result of two driving forces: Natural expansion and introduction by oil platforms. *Revista de la Academia Canaria de Ciencias*, 30: 39-56.

Falcón, J. M., Brito, A., Herrera, R., Ayza, O., Moro, L., and Caro, M. B. (2023). PESES MARINOS TROPICALES EXÓTICOS DE CANARIAS. Gobierno de Canarias, eds. R. Herrera, O. Ayza, and M. B. Caro Las Palmas de Gran Canaria: Consejería Transición Ecológica.



Farriols, M. T., Ordines, F., Hidalgo, M., Guijarro, B., & Massutí, E. (2015). N90 index: A new approach to biodiversity based on similarity and sensitive to direct and indirect fishing impact. *Ecological indicators*, 52, 245-255.

Farriols, M. T., Ordines, F., Somerfield, P. J., Pasqual, C., Hidalgo, M., Guijarro, B., & Massutí, E. (2017). Bottom trawl impacts on Mediterranean demersal fish diversity: Not so obvious or are we too late? *Continental Shelf Research*, 137(August 2016), 84-102. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2016.11.011>

Farriols, M. T., Ordines, F., Carbonara, P., Casciaro, L., Di Lorenzo, M., Esteban, A., Follesa, C., García-Ruiz, C., Isajlović, I., Jadaud, A., Ligas, A., Manfredi, C., Marceta, B., Peristeraki, P., Vrgoc, N., & Massutí, E. (2019). Spatio-temporal trends in diversity of demersal fish assemblages in the mediterranean. *Scientia Marina*, 83(S1), 189-206. <https://doi.org/10.3989/scimar.04977.13A>

Fredriksen, S., Bartsch, I., & Wiencke, C. (2014). New additions to the benthic marine flora of Kongsfjorden, western Svalbard, and comparison between 1996/1998 and 2012/2013. *Botanica Marina*, 57(3), 203-216. <https://doi.org/10.1515/bot-2013-0119>

Galil, B.S., McKenzie, C., Bailey, S., Campbell, M., Davidson, I., Drake, L., Hewitt, C., Occhipinti-Ambrogi, A. y Piola, R. (2019). ICES Viewpoint background document: Evaluating and mitigating introduction of marine non-native species via vessel bio-fouling. ICES Ad Hoc Report 2019. DOI: <https://doi.org/10.17895/ices.pub.4680>

Garcia, R. A., Cabeza, M., Rahbek, C., & Araújo, M. B. (2014). Multiple dimensions of climate change and their implications for biodiversity. *Science*, 344(6183). <https://doi.org/10.1126/science.1247579>

Golani D., Azzurro E., Dulčić J., Massutí E. and Orsi-Relini L.- 2021. *Atlas of Exotic Fishes in the Mediterranean Sea*. 2nd Entirely Revised Edition, CIESM Publishers, Paris, Monaco, 365 pp.

Golani D., Orsi-Relini L., Massutí E. and Quignard J.P.- 2001. *CIESM Atlas of Exotic Species in the Mediterranean*. Volume 1. Fishes. CIESM Publishers, Monaco, 254 pp.

Gómez-Gesteira, M., Decastro, M., Alvarez, I., & Gómez-Gesteira, J. L. (2008). Coastal sea surface temperature warming trend along the continental part of the Atlantic Arc (1985-2005). *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 113(C4).

González Lorenzo, G., Brito, A., Barquín, J. (2005) Impacts of the escapees from mariculture cage in Canary Islands. *Vieraea*, 33: 449-454.

González, J. A., Triay-Portella, R., Escribano, A., y Cuesta, J. A. (2017). Northernmost record of the pantropical portunid crab *Cronius ruber* in the eastern Atlantic (Canary Islands): natural range extension or human-mediated introduction? *Sci. Mar.* 81(1):81-89. DOI: <https://doi.org/10.3989/scimar.04551.17B>.

González, J. A., González-Lorenzo, G., Tejera, G., Arenas-Ruiz, R., Pajuelo, J. G., and Lorenzo, J. M. (2020). Artisanal fisheries in the Canary Islands (Eastern-central Atlantic): Description, analysis of their economic contribution, current threats, and strategic actions for sustainable development. *Acta Ichthyol. Piscat.* 50, 269-289. doi: 10.3750/AIEP/02963.

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), 1710-1721.

Grau, A.M., Riera, F. (2001) Observacions faunístiques i demogràfiques a la ictiofauna de les Illes Balears: un fenomen de meridionalització. In: Pons, G.X., Guijarro, J.A. (Eds.) *El canvi climàtic: passat, present i futur*. Monografies de la Societat d'Història Natural de Balears, 9: 53-67.

Greenstreet, S. P. R., Rossberg, A. G., Fox, C. J., Quesne, W. J. F. Le, Blasdale, T., Boulcott, P., Mitchell, I., Millar, C., & Moffat, C. F. (2012). Demersal fish biodiversity: species-level indicators and trends-based targets for the Marine Strategy Framework Directive. *ICES Journal of Marine Science*, 69(10), 1789-1801.



Guénette, S., & Gascuel, D. (2012). Shifting baselines in European fisheries: the case of the Celtic Sea and Bay of Biscay. *Ocean & Coastal Management*, 70, 10-21.

Heneghan, R. F., Galbraith, E., Blanchard, J. L., Harrison, C., Barrier, N., Bulman, C., ... & Tittensor, D. P. (2021). Disentangling diverse responses to climate change among global marine ecosystem models. *Progress in Oceanography*, 198, 102659.

Hidalgo, M., Olsen, E. M., Ohlberger, J., Saborido-Rey, F., Murua, H., Piñeiro, C., & Stenseth, N. C. (2014). Contrasting evolutionary demography induced by fishing: the role of adaptive phenotypic plasticity. *Ecological Applications*, 24(5), 1101-1114.

Hidalgo, M., Mihneva, V., Vasconcellos, M., & Bernal, M. (2018). Climate change impacts, vulnerabilities and adaptations: Mediterranean Sea and the Black Sea marine fisheries. *Impacts of Climate Change on Fisheries and Aquaculture*, 139.

Hidalgo M., Rossi V., Monroy P., Ser-Giacomi E., Hernández-García E., Guijarro B., Massutí E., Alemany F., Jadaud A., Pérez J.L. and Reglero P. (2019). Accounting for ocean connectivity and hydroclimate in fish recruitment fluctuations within transboundary metapopulations. *Ecological Applications*, 29(5): e01913.

Hilmi, N., Farahmand, S., Lam, V., Cinar, E. M., Safa, A., & Gilloteaux, J. (2021). Climate Change Impacts on Mediterranean Fisheries: A Risk and Vulnerability Analysis for Main Commercial Species. *SSRN Electronic Journal*, 131, 670(January). <https://doi.org/10.2139/ssrn.4194516>

Hsieh, C. H., Reiss, C. S., Hunter, J. R., Beddington, J. R., May, R. M., & Sugihara, G. (2006). Fishing elevates variability in the abundance of exploited species. *Nature*, 443(7113), 859-862. Walsh et al. 2006,

Hutchings, J. A., & Reynolds, J. D. (2004). Marine fish population collapses: consequences for recovery and extinction risk. *BioScience*, 54(4), 297-309.

Jones, M.C., Cheung, W.W. (2018). Using fuzzy logic to determine the vulnerability of marine species to climate change. *Glob Chang Biol*, 24(2), e719-e731.

Jurado-Ruzaña, A., González-Lorenzo, G., Jiménez, S., Sotillo, B., Acosta, C., and Santamaría, M. T. G. (2019). Seasonal evolution of small pelagic fish landings index in relation to oceanographic variables in the Canary Islands (Spain). *Deep. Res. Part II Top. Stud. Oceanogr.* 159, 84-91. doi: 10.1016/j.dsr2.2018.07.002.

Katz, R. W., Brush, G. S., & Parlange, M. B. (2005). Statistics of extremes: Modeling ecological disturbances. *Ecology*, 86(5), 1124-1134. <https://doi.org/10.1890/04-0606>

Kerametsidis, G., Thorson, J., Rossi, V., Álvarez-Berastegui, D., Barnes, C., Certain, G., ... & Hidalgo, M. (2023). Cross-scale environmental impacts across persistent and dynamic aggregations within a complex population: implications for fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 81(3), 268-284.

Kjesbu, O. S., Bogstad, B., Devine, J. A., Gjøsæter, H., Howell, D., Ingvaldsen, R. B., Nash, R. D. M., & Skjæraasen, J. E. (2014). Synergies between climate and management for Atlantic cod fisheries at high latitudes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(9), 3478-3483. <https://doi.org/10.1073/pnas.1316342111>

Kortsch, S., Primicerio, R., Fossheim, M., Dolgov, A. V., & Aschan, M. (2015). Climate change alters the structure of arctic marine food webs due to poleward shifts of boreal generalists. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1814), 20151546. La de Eskuche-Keith ya la tenías del otro párrafo.

Lehodey, P., Alheit, J., Barange, M., Baumgartner, T., Beaugrand, G., Drinkwater, K., et al. (2006). Climate Variability, Fish, and Fisheries.



Lloret J., Lleonart J., Solé I. and Fromentin J.M.- 2001. Fluctuations of landings and environmental conditions in the north-western Mediterranean Sea. *Fisheries Oceanography*, 10: 33-50.

Lloyd, M. (1967). Mean crowding'. *The Journal of Animal Ecology*, 1-30.

Marchand, M., Hattab, T., Niquil, N., Albouy, C., & Lasram, F. B. R. (2020). Climate change in the Bay of Biscay: Changes in spatial biodiversity patterns could be driven by the arrivals of southern species. *Marine Ecology Progress Series*, 647, 17-31.; Langan et al., 2021

Martín P., Sabatés A., Lloret J. and Martin-Vide J. (2012). Climate modulation of fish populations: the role of the Western Mediterranean oscillation (WeMO) in sardine (*Sardina pilchardus*) and anchovy (*Engraulis encrasicolus*) production in the North-Western Mediterranean. *Climate Change*, 110:925-939.

Martín P., Maynou F., Recasens L and Sabatés A. (2016). Cyclic fluctuations of blue whiting (*Micromesistius poutassou*) linked to open-sea convection processes in the northwestern Mediterranean. *Fisheries Oceanography*, 25(3): 229-240.

Martínez, B., Afonso-Carrillo, J., Anadón, R., Araújo, R., Arenas, F., Arrontes, J., Bárbara, I., Borja, A., Díez, I., Duarte, L., Fernández, C., García-Tasende, M., Gorostiaga, J.M., Juanes, J. A., Peteiro, C.; Puente, M.A., Rico, J.M., Sangil, C., Sansón, M. (2015). Algas, Boletín de la Sociedad Española de Ficología, 49. 2015: 5-12.

Martín-García, L., Herrera, R., Moro-Abad, L., Sangil, C., & Barquín-Diez, J. (2014). Predicting the potential habitat of the harmful cyanobacteria *Lyngbya majuscula* in the Canary Islands (Spain). *Harmful Algae*, 34, 76-86.

Martín-Sosa P., Falcón J.M., Jiménez S., Jurado-Ruzafa A., Vélez-Belchí P., Dorta C. & Brito A. (en prensa). Following the trace of global change effects on fisheries: The Canary Islands as a changeover boundary between marine bioregions. In: *El Cambio Global en la Región Macaronésica*. Proyecto MIMAR+, Gobierno de Canarias.

Massutí E., Monserrat S., Oliver P., Moranta J., López-Jurado J.L., Marcos M., Hidalgo J.M., Guijarro B., Carbonell A. and Pereda P. (2008). The influence of oceanographic scenarios on the population dynamics of demersal resources in the western Mediterranean: hypothesis for hake and red shrimp off Balearic Islands. *Journal of Marine Systems*, 71: 421-438.

Massutí E., Valls M. and Ordines F. (2010). Changes in the western Mediterranean ichthyofauna: signs of tropicalization and meridianization. In: *Fish Invasions of the Mediterranean Sea: Change and Renewal* (D. Golani and B. Appelbaum-Golani, Editors). Penssoft Publisher, Sofia-Moscow: 293-312.

Maynou F. (2008). Environmental causes of the fluctuations of red shrimp (*Aristeus antennatus*) landings in the Catalan Sea. *Journal of Marine Systems*, 71: 294-302.

Maynou F., Sabatés A., Ramirez-Romero E., Catalán I.A. and Raya V. (2020). Future distribution of early life stages of small pelagic fishes in the northwestern Mediterranean. *Climatic Change*, 161: 567-589.

Mercader, L. (2002) Première capture de *Pseudupeneus prayensis* (Mullidae) en mer Catalane. *Cybium*, 26(3): 235-236.

Mingote, M. G., Galimany, E., Sala-Coromina, J., Bahamon, N., Ribera-Altimir, J., Santos-Bethencourt, R., ... & Company, J. B. (2024). Warming and salinization effects on the deep-water rose shrimp, *Parapenaeus longirostris*, distribution along the NW Mediterranean Sea: Implications for bottom trawl fisheries. *Marine Pollution Bulletin*, 198, 115838.

Möllmann, C., & Diekmann, R. (2012). Marine ecosystem regime shifts induced by climate and overfishing: a review for the Northern Hemisphere. *Advances in ecological research*, 47, 303-347.



Neves, J., Giacomello, E., Menezes, G. M., Fontes, J., and Tanner, S. E. (2021). Temperature-Driven Growth Variation in a Deep-Sea Fish: The Case of *Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768) in the Azores Archipelago. *Front. Mar. Sci.* 8. doi: 10.3389/fmars.2021.703820.

O'Gorman, E. J., Zhao, L., Kordas, R. L., Dudgeon, S., & Woodward, G. (2023). Warming indirectly simplifies food webs through effects on apex predators. *Nature Ecology & Evolution*, 7(12), 1983-1992.

Ochipinti-Ambrogi, A. (2007). Global change and marine communities: Alien species and climate change. *Marine Pollution Bulletin*, 55 (7-9), 342-352. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.11.014>.

Otero, J., & Hidalgo, M. (2023). Life-history traits and environment shape small pelagic fish demography and responses to fishing and climate across European Atlantic seas. *ICES Journal of Marine Science*, 80(5), 1447-1461.

Payne, M. R., Kudahl, M., Engelhard, G. H., Peck, M. A., and Pinngar, J. K. (2021). Climate risk to European fisheries and coastal communities. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 118. doi: 10.1073/pnas.2018086118.

Pennino, M. G., Conesa, D., López-Quílez, A., Muñoz, F., Fernández, A., & Bellido, J. M. (2016). Fishery-dependent and-independent data lead to consistent estimations of essential habitats. *ICES Journal of Marine Science*, 73(9), 2302-2310.

Perry, A.L., Low, P.J., Ellis, J.R., Reynolds, J.D., 2005. Climate change and distribution shifts in marine fishes. *Science* 308 (5730), 1912-1915

Pielou, E.C., 1966. Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. *J. Theor. Biol.* 10, 370-383.

Pinsky, M. L., Selden, R. L., & Kitchel, Z. J. (2020). Climate-Driven Shifts in Marine Species Ranges: Scaling from Organisms to Communities. *Annual Review of Marine Science*, 12, 153-179. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010419-010916>

Planque, B., Fromentin, J. M., Cury, P., Drinkwater, K. F., Jennings, S., Perry, R. I., & Kifani, S. (2010). How does fishing alter marine populations and ecosystems sensitivity to climate?. *Journal of Marine Systems*, 79(3-4), 403-417.

Png-Gonzalez, L., Andrade, C., Abramic, A., Nogueira, N. (2019) Analysis of the Aquaculture Industry in Macaronesia under MSFD. Technical Report for PLASMAR Project, 53 pp.

Png-Gonzalez, L., Comas-González, R., Calvo-Manazza, M., Follana-Berná, G., Ballesteros, E., Díaz-Tapia, P., Falcón, J.M., García Raso, J.E., Gofas, S., González-Porto, M., et al. (2023) Updating the national baseline of non-indigenous species in Spanish marine waters. *Diversity*, 15(5): 630.

Polanco, J., Ganzedo, U., Sáenz, J., Caballero-Alfonso, A. M., and Castro-Hernández, J. J. (2011). Wavelet analysis of correlation among Canary Islands octopus captures per unit effort, sea-surface temperatures and the North Atlantic Oscillation. *Fish. Res.* 107, 177-183. doi: 10.1016/j.fishres.2010.10.019.

Polo, J., Punzón, A., Vasilakopoulos, P., Somavilla, R., & Hidalgo, M. (2022). Environmental and anthropogenic driven transitions in the demersal ecosystem of Cantabrian Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 79(7), 2017-2031.

Poloczanska, E. S., Burrows, M. T., Brown, C. J., Molinos, J. G., Halpern, B. S., Hoegh-Guldberg, O., et al. (2016). Responses of marine organisms to climate change across oceans. *Front. Mar. Sci.* 3. doi: 10.3389/fmars.2016.00062.

Prieto, E., González-Pola, C., Lavin, A. & Holliday, N. P. (2015). Interannual variability of the northwestern Iberia deep ocean: response to large-scale North Atlantic forcing. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 120(2), 832-847.



Puerta, P., Hidalgo, M., González, M., Esteban, A., & Quetglas, A. (2014). Role of hydro-climatic and demographic processes on the spatio-temporal distribution of cephalopods in the western Mediterranean. *Mar Ecol Prog Ser*, 514, 105-118. <https://doi.org/10.3354/meps10972>

Punzón, A., & Villamor, B. (2009). Does the timing of the spawning migration change for the southern component of the Northeast Atlantic Mackerel (*Scomber scombrus*, L. 1758)? An approximation using fishery analyses. *Continental Shelf Research*, 29(8), 1195-1204.

Punzón, A., Serrano, A., Sánchez, F., Velasco, F., Preciado, I., González-Irusta, J. M., & López-López, L. (2016). Response of a temperate demersal fish community to global warming. *Journal of Marine Systems*, 161, 1-10.

Punzón, A., López-López, L., González-Irusta, J. M., Preciado, I., Hidalgo, M., Serrano, A., ... & Massuti, E. (2021). Tracking the effect of temperature in marine demersal fish communities. *Ecological Indicators*, 121, 107142. Lazkano et al., 2013

Purvis, A., & Hector, A. (2000). Getting the measure of biodiversity. *Nature*, 405(6783), 212-219.

Queiros, Q. et al. Fish shrinking, energy balance and climate change. *Sci. Total Environ.* 906, 167310 (2024).

Quinzán, M., Castro, J., Massutí, E., Rueda, L., & Hidalgo, M. (2020). Disentangling the influence of fishing, demography, and environment on population dynamics of Iberian Peninsula waters fish stocks. *ICES Journal of Marine Science*, 77(1), 1-11.

Ramírez, F., Coll, M., Navarro, J., Bustamante, J., & Green, A. J. (2018). Spatial congruence between multiple stressors in the Mediterranean Sea may reduce its resilience to climate impacts. *Scientific Reports*, 8(1), 1-8. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-33237-w>

Ramírez, F., Pennino, M. G., Albo-Puigserver, M., Steenbeek, J., Bellido, J. M., & Coll, M. (2021). SOS small pelagics: A safe operating space for small pelagic fish in the western Mediterranean Sea. *Science of the Total Environment*, 756, 144002.

Ramos, E., Guinda, X., Puente, A., de la Hoz, C. F., & Juanes, J. A. (2020). Changes in the distribution of intertidal macroalgae along a longitudinal gradient in the northern coast of Spain. *Marine Environmental Research*, 157(November 2019). <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.104930>

Rindorf, A., & Lewy, P. (2012). Estimating the relationship between abundance and distribution. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69(2), 382-397. <https://doi.org/10.1139/F2011-153>

Rodríguez-Basalo, A., Ríos, P., Arrese, B., Abad-Uribarren, A., Cristobo, J., Ibarrola, T. P., ... & Sánchez, F. (2022). Mapping the habitats of a complex circalittoral rocky shelf in the Cantabrian Sea (south Bay of Biscay). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 273, 107912.

Rufino, M. M., Bez, N., & Brind'Amour, A. (2018). Integrating spatial indicators in the surveillance of exploited marine ecosystems. *PLoS ONE*, 13(11), 1-21. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0207538>

Sabatés A., Martín P., Lloret J. and Raya V.- 2006. Sea warming and fish distribution: the case of the small pelagic fish, *Sardinella aurita*, in the western Mediterranean. *Global Change Biology*, 12: 2209-2219.

Sangil, C., Sansón, M., Afonso-Carrillo, J., Martín-García, L. (2010). Extensive off-shore meadows of *Penicillus capitatus* (Udoteaceae, Chlorophyta) in the Canary Islands (eastern Atlantic Ocean). *Bot. Mar.* 53, 183-187. <https://doi.org/10.1515/bot.2010.015>.

Sangil, C., Sansón, M., Afonso-Carrillo, J., Herrera, R., Rodríguez, A., Martín-García, L., Díaz-Villa, T. (2012). Changes in subtidal assemblages in a scenario of warming: proliferations of ephemeral benthic algae in the Canary Islands (eastern Atlantic Ocean). *Mar. Environ. Res.* 77, 120-128. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2012.03.004>.



Sangil, C., Martín-García, L., Afonso-Carrillo, J., Barquín, J., Sansón, M. (2018). *Halimeda incrassata* (Bryopsidales, Chlorophyta) reaches the Canary Islands: mid- and deep-water meadows in the eastern subtropical Atlantic Ocean. *Bot. Mar.* 61 (2), 103-110.

Sanz-Martín, M., Hidalgo, M., Puerta, P., Molinos, J. G., Zamanillo, M., Brito-Morales, I., ... & López-López, L. (2024). Climate velocity drives unexpected southward patterns of species shifts in the Western Mediterranean Sea. *Ecological Indicators*, 160, 111741.

Shaffril, H. A. M., Abu Samah, A., and D'Silva, J. L. (2017). Climate change: Social adaptation strategies for fishermen. *Mar. Policy* 81, 256-261. doi: 10.1016/j.marpol.2017.03.031.

Shannon-Wiener, C. E., Weaver, W., & Weater, W. J. (1949). The mathematical theory of communication. *The Mathematical Theory of Communication*. EUA: University of Illinois Press, Urbana.

Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *nature*, 163(4148), 688-688.

Somavilla, R., González-Pola, C., Schauer, U., & Budéus, G. (2016). Mid-2000s North Atlantic shift: Heat budget and circulation changes. *Geophysical research letters*, 43(5), 2059-2068.

Sorte, C. J. B., Williams, S. L., & Carlton, J. T. (2010). Marine range shifts and species introductions: Comparative spread rates and community impacts. *Global Ecology and Biogeography*, 19(3), 303-316. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00519.x>

Southwood, T. R. E. (1978). *Ecological Methods: with Particular Reference to the Study of Insect Populations*. In Chapman & Hall, London (Issue 2nd edn).

Stortini, C. H., Shackell, N. L., Tyedmers, P., & Beazley, K. (2015). Assessing marine species vulnerability to projected warming on the Scotian Shelf, Canada. *ICES Journal of Marine Science*, 72(6), 1731-1743.

Tasker, M.L., 2008. The effect of climate change on the distribution and abundance of marine species in the SPAR maritime area. *ICES Cooperative Research Report*. 293.

Toledo Guedes, K., Sánchez-Jerez, P., González-Lorenzo, G., Brito Hernández, A. (2009) Detecting the degree of establishment of a non-indigenous species in coastal ecosystems: sea bass *Dicentrarchus labrax* escapes from sea cages in Canary Islands (Northeastern Central Atlantic). *Hydrobiologia*, 623: 203-212.

Toledo-Guedes, K., Sanchez-Jerez, P., Mora-Vidal, J., Girard, D., Brito, A. (2012) Escaped introduced sea bass (*Dicentrarchus labrax*) infected by *Sphaerospora testicularis* (Myxozoa) reach maturity in coastal habitats off Canary Islands. *Marine Ecology*, 33: 26-31.

Triay-Portella, R., Pajuelo, J.G., Manent, P., Espino, F., Ruiz-Díaz, R., Lorenzo, J.M., González, J.A. (2015) New records of non-indigenous fishes (Perciformes and Tetraodontiformes) from the Canary Islands (north-eastern Atlantic). *Cybium*, 39(3): 163-174.

Vargas-Yáñez M., Moya F., García-Martínez M., Rey J., González M. and Zunino P.- 2009. Relationships between *Octopus vulgaris* landings and environmental factors in the northern Alboran Sea (Southwestern Mediterranean). *Fisheries Research*, 99: 159-167.

Vasconcelos, J., Sanabria-Fernández, J. A., Tuset, V., Sousa, R., Faria, G., and Riera, R. (2022). Rising temperatures, falling fisheries in an isolated jurisdiction: consequences of crossing the tipping point in a small pelagic fishery. doi: 10.22541/au.166272125.54859164/v1.

Vaughan D., Korpinen S., Nygård H., Andersen J.H., Murray C., Kallenbach E., Jensen N.J., Tunesi L., Mo G., Agnesi S., Klančnik K., Herbon C., Singleton G., Pagou K., Borja Á., Reker J., 2019, Biodiversity in Europe's seas. ETC/ICM Technical Report 3/2019: European Topic Centre on Inland and Marine Waters, 92pp.



Vedor, M., Mucientes, G., Hernández-Chan, S., Rosa, R., Humphries, N., Sims, D. W., & Queiroz, N. (2021). Oceanic diel vertical movement patterns of blue sharks vary with water temperature and productivity to change vulnerability to fishing. *Frontiers in Marine Science*, 8, 688076

Wernberg, T., Russell, B.D., Thomsen, M., Gurgel, F.C., Bradshaw, C.J.A., Poloczanska, E.S., Connell, S.D. 2011. Seaweed Communities in Retreat from Ocean Warming. *Current Biology*, 21(21): 1828-1832

Woillez, M., Rivoirard, J., & Petitgas, P. (2009). Notes on survey-based spatial indicators for monitoring fish populations. *Aquatic Living Resources*, 22(2), 155-164. <https://doi.org/10.1051/alr/2009017>

Yalcin, S., & Leroux, S. J. (2017). Diversity and suitability of existing methods and metrics for quantifying species range shifts. *Global Ecology and Biogeography*, 26(6), 609-624. <https://doi.org/10.1111/geb.12579>

# ESTRATEGÍAS MARINAS

Protegiendo el mar para todos