

EVALUACIÓN DEL MEDIO MARINO DM LEVANTINO-BALEAR



Tercer ciclo de estrategias marinas

DESCRIPTOR 4

Redes tróficas



Cofinanciado por
la Unión Europea



GOBIERNO
DE ESPAÑA

VICEPRESIDENCIA
TERCERA DEL GOBIERNO
MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO



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 2025.

NIPO: 665-25-050-2

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

MITECO: www.miteco.es



Autores del documento

INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA (IEO-CSIC)

- Miguel Vivas Salvador
- Irene María Rabanal Carballido
- Óscar García Aguilar
- Encarnación García Rodríguez
- Juan José Ortiz García
- María Valls Mir
- Zaida Parra Garrido
- Lucía López López
- María de los Ángeles Torres Leal
- José Miguel García Rebollo
- Daniel Iglesias Fernández
- Eduardo López Díaz
- Isabel María Muñoz de los Reyes
- Eva María Velasco Gil

AZTI

- Xavier Corrales

INSTITUTO DE CIENCIAS MARINAS-CSIC

- Marta Coll
- Elena Lloret
- Sara Mohamed

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 OCEANOGRAFÍA (IEO-CSIC)

- Izaskun Preciado Ramírez (Coordinación del descriptor)
- Alberto Serrano López (Coordinación)
- Paula Valcarce Arenas (Coordinación)
- Mercedes Rodríguez Sánchez (Coordinación)
- Paloma Carrillo de Albornoz (Coordinación)

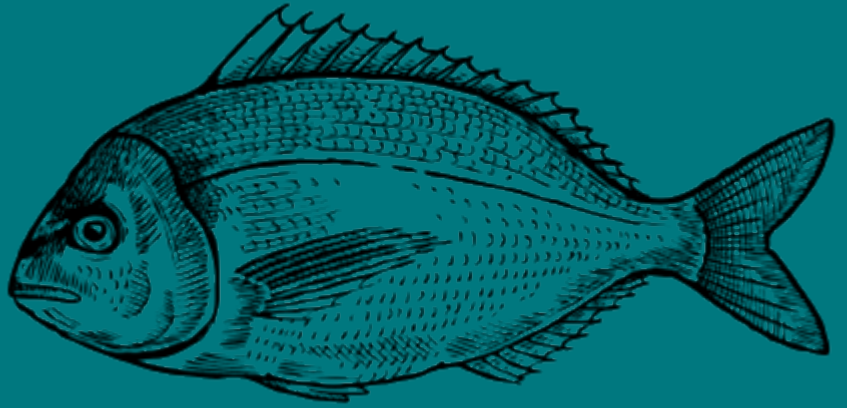
CARTOGRAFÍA Y BASES DE DATOS ESPACIALES (IEO-CSIC)

- M^o Olvido Tello Antón
- Luis Miguel Agudo Bravo
- Gerardo Bruque Carmona
- Paula Gil Cuenca



ÍNDICE

Autores del documento.....	3
1. Introducción.....	6
2. Criterios, indicadores, características y elementos evaluados por el descriptor	9
3. Indicador RT-MTL “Cambios en el nivel trófico medio de los consumidores marinos”	14
3.1. Evaluación general.....	22
3.1.1. A nivel de división levantina – RT MTL	22
3.1.2. Evaluación general a nivel de división balear – RT MTL	38
3.2. Conclusiones del indicador RT-MTL.....	54
3.3. Limitaciones y futuras líneas de trabajo para el indicador RT-MTL	59
4. Indicador RT-TH: “Cambios de la heterogeneidad trófica en la comunidad de consumidores”	61
4.1. Evaluación general a nivel de demarcación marina – RT-TH.....	66
4.1.1. División levantina	66
4.1.2. División balear	83
4.2. Conclusiones del indicador RT-TH.....	102
4.3. Limitaciones y futuras líneas de trabajo para el indicador RT-TH.....	107
5. Indicador RT-ENA “Análisis de Redes Ecológicas”	110
5.1. Evaluación general a nivel de demarcación marina – RT ENA.....	116
5.1.1. Evaluación para RT-ENA en todo el sistema del Mar Catalán.....	118
5.1.2. Evaluación para RT-ENA en todo el sistema del golfo de Alicante	125
5.2. Limitaciones y futuras líneas de trabajo para el indicador RT-ENA.....	134
6. Referencias	136



INTRODUCCIÓN



1. Introducción

Las redes tróficas marinas de la demarcación levantino-balear están fuertemente subordinadas a la particular naturaleza oceanográfica de las aguas del Mediterráneo occidental. El clima regional cálido y seco, con escasos aportes de agua continental, provoca que éste funcione como una cuenca de concentración, en la que el balance hídrico negativo fuerza la entrada de agua atlántica superficial (AW). Esta masa de agua superficial puede considerarse todavía importante en las proximidades del cabo de Gata (límite sur de la demarcación), aunque su influencia se va diluyendo a medida que viaja por la costa hacia el norte, sufriendo en su avance un lento proceso de mediterraneización (MAW). La mitad norte de la demarcación está sin embargo fuertemente condicionada por los aportes de agua continental del Ebro, único río de relevancia en la demarcación, y por la aportación de agua profunda rica en nutrientes procedente del golfo de León. Por último, dominando toda la demarcación, se puede encontrar una masa de aguas intermedia de la cuenca levantina que se sitúa entre los 200 y 800 m de profundidad y que se caracteriza por una temperatura entre 13 y 15,5°C.

De este modo, a grandes rasgos se diferencian tres grandes áreas dentro de la demarcación:

- **Mitad sur:** caracterizada por una influencia atlántica que se va diluyendo hacia el norte, sin aportes continentales y con una baja productividad de sus aguas, especialmente en el golfo de Alicante. Se trata de ecosistemas poco productivos y muy sensibles a la presión pesquera debido a la baja capacidad de generar nueva biomasa.
- **Mitad norte:** caracterizada por los aportes continentales del río Ebro y del afloramiento de aguas profundas en el golfo de León. Se trata por lo tanto de aguas significativamente más frías y ricas en nutrientes que el resto de la demarcación, con un enorme peso del dominio pelágico en la zona de influencia del delta del Ebro
- **Islas Baleares:** con una particular dinámica oceanográfica que le confiere una cierta singularidad. Se trata de sistemas menos impactados por la pesca, pero con una baja productividad. Presentan una mayor riqueza de especies invertebradas con bajo o intermedio nivel trófico.

A modo general, los ecosistemas de esta demarcación se caracterizan por un grado de explotación muy alto, lo que, unido al hecho de su baja productividad, los ha llevado a un estado de sobreexplotación generalizado y alarmante. En la zona costera dominan las praderas de *Posidonia oceanica* y las algas fotófilas de pequeño porte. A partir de los 40 metros, límite inferior de las praderas de fanerógamas, la presencia de algas es prácticamente testimonial. Más allá se pueden encontrar ecosistemas de gran valor ecológico, baja productividad y por lo general, muy baja resiliencia.

Algunos de estos fondos a destacar son los fondos de maërl, especialmente *Rhodophyceae*, *Molgula appendiculata* y *Sphaerechinus granularis*, fondos de *Funiculina quadrangularis* y *Alcyonium palmatum*, o fondos detríticos y sedimentarios con presencia de especies como *Alcyonium palmatum*, *Penatula rubra*, *Trachythyone* spp., *Echinus* spp., *Parastichopus regalis* o *Venus nux*. Los depredadores apicales más comunes son *Merluccius merluccius* y *Lophius budegassa*. Los mesopredadores están representados por las especies de salmonete del género *Mullus*, los espáridos del género *Pagellus* y los rubios de los géneros *Lepidotrigla* y *Chelidonichthys*. Por último, los consumidores primarios están representados por *Capros aper*, *Macroramphosus scolopax* y los pequeños pelágicos, que cobran especial relevancia en el entorno del delta del Ebro.

La presión pesquera ejerce en la demarcación un impacto directo en la estructura de las redes tróficas. Ante la situación de sobrepesca en estos caladeros, el Plan Plurianual para las Pesquerías en el Mediterráneo ha establecido una bajada gradual del esfuerzo de pesca y un aumento de las áreas protegidas (*no-take zone*). El seguimiento de las medidas recientemente implementadas será imprescindible con el fin de evaluar su eficacia en la recuperación de los ecosistemas sobreexplotados. En este sentido, la monitorización del estado de las redes tróficas de estos ecosistemas puede ser una herramienta muy útil en este propósito.

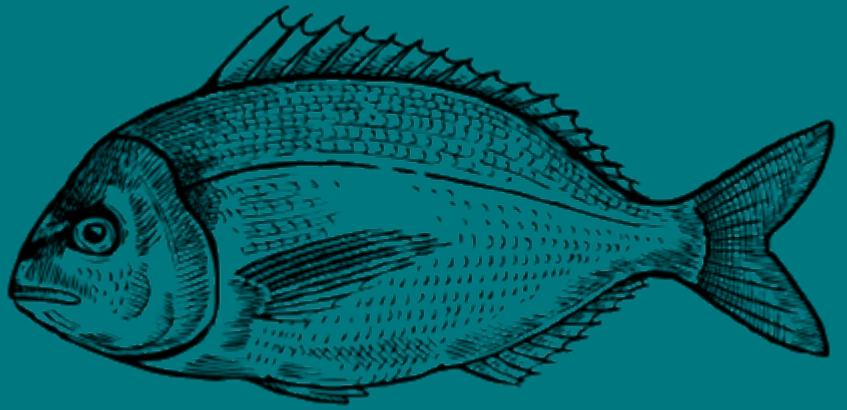


El Instituto Español de Oceanografía lleva décadas invirtiendo en la investigación marina para la explotación y conservación de sus recursos y dispone de una serie de datos de relaciones tróficas (particularmente depredador-presa) estandarizadas que supera las dos décadas para todas las demarcaciones. La situación de los recursos marinos españoles hace dos décadas había dado claros síntomas de colapso en numerosas pesquerías. Esto compromete la disponibilidad de un marco de referencia claro para la definición del buen estado ambiental de las redes tróficas marinas. Por tanto, los resultados que se ofrecen en este documento permiten la evaluación de las tendencias experimentadas por las redes tróficas, pero no su inferencia al buen estado ambiental de las mismas.

La evaluación de las tendencias de las redes tróficas se basa en los resultados de los tres indicadores aplicados en esta demarcación. El primero de ellos es el indicador RT-MTL “Cambio en el nivel trófico medio de los consumidores marinos”, el cual se ha obtenido a partir de los datos obtenidos en las campañas oceanográficas realizadas sobre fondos circalitorales sedimentarios de la plataforma y el talud continentales del levante peninsular y del archipiélago balear, por tanto, las tendencias obtenidas se refieren tan sólo a las comunidades bento-demersales. El desarrollo en el presente ciclo de este indicador, globalmente aceptado por la comunidad internacional como indicador de redes tróficas, es novedoso dado que su análisis se aborda a través de una aproximación espacio-temporal que permite investigar las presiones espacialmente heterogéneas, como la pesca, y valorar su evolución espacial a lo largo del tiempo en la demarcación en estudio.

El segundo indicador aplicado, RT-TH “Cambios en la heterogeneidad trófica de los consumidores marinos”, se ha desarrollado recientemente y se propone como indicador del buen estado ecológico de los ecosistemas marinos. Este indicador complementa el indicador RT-MTL al proporcionar una estimación del ancho y forma de la estructura trófica, que es representativa de distribuciones no paramétricas y comparable entre ecosistemas. La combinación de estos dos aspectos, el nivel trófico promedio y la heterogeneidad trófica, ayuda a mejorar significativamente la evaluación del estado de la red trófica, proporcionando una visión más completa de la salud del ecosistema marino en base a los cambios en la estructura trófica y, por tanto, en los procesos de transferencia de energía. Su análisis, al igual que con el indicador RT-MTL, se ha realizado aplicando una aproximación espacio-temporal para poder valorar su evolución espacial a lo largo del tiempo.

El tercer indicador aplicado, RT-ENA “Análisis de redes ecológicas”, considera todos los compartimentos del ecosistema y combina modelado y análisis para investigar la estructura, funcionamiento, estado y madurez de los ecosistemas marinos, así como la configuración de sus redes tróficas, utilizando métricas relacionadas con procesos ecológicos como omnivoría, reciclaje y sobrecarga de flujos. Los índices que este indicador aporta facilitan la comprensión de los efectos de las actividades humanas en los ecosistemas y permiten desarrollar diferentes escenarios de gestión. Los resultados que se ofrecen de este indicador en la presente evaluación son a una escala espacial menor que la que se corresponde con la demarcación levantino-balear, dado que los resultados proporcionados proceden de dos modelos ecosistémicos distintos. El primero engloba la parte septentrional de la demarcación, denominado como mar Catalán, y el segundo abarca la parte meridional de la demarcación, el golfo de Alicante. Por tanto, este indicador ofrece para ambas divisiones una visión ecosistémica y, en este caso, las tendencias obtenidas se refieren a todo el dominio del ecosistema.



CRITERIOS, INDICADORES,
CARACTERÍSTICAS Y ELEMENTOS
EVALUADOS POR EL DESCRIPTOR 4



2. Criterios, indicadores, características y elementos evaluados por el descriptor

La evaluación del descriptor 4, redes tróficas, se ha basado para esta demarcación en la aplicación de tres indicadores cuyos ámbitos de estudio son distintos. Dos de ellos informan sobre comunidades bento-demersales de fondos circalitorales sedimentarios, mientras que el tercero lo hace de todo el ecosistema en su conjunto. Las redes tróficas han sido evaluadas en base a los criterios establecidos en la Decisión (UE) 2017/848 de la Comisión, de 17 de mayo de 2017, por la que se establecen los criterios y las normas metodológicas aplicables al buen estado ambiental de las aguas marinas, así como especificaciones y métodos normalizados de seguimiento y evaluación, y por la que se deroga la Decisión 2010/477/UE, que se describen a continuación:

- **Criterio D4C1:** La diversidad (composición de las especies y su abundancia relativa) del grupo trófico no se ve afectada adversamente por las presiones antropogénicas.
- **Criterio D4C2:** El equilibrio de la abundancia total entre los grupos tróficos no se ve adversamente afectado por las presiones antropogénicas.
- **Criterio D4C3:** La distribución de los individuos por tallas en todo el grupo trófico no se ve afectada adversamente por las presiones antropogénicas.
- **Criterio D4C4:** La productividad del grupo trófico no se ve afectada adversamente por las presiones antropogénicas.

Por su parte, los indicadores aplicados para la evaluación en la demarcación levantino-balear son los siguientes:

- **Indicador RT-MTL “Cambios en el nivel trófico medio de los consumidores marinos”**
- **Indicador RT-TH “Cambios en la heterogeneidad trófica de los consumidores marinos”**
- **Indicador RT-ENA “Análisis de redes ecológicas”**

Los indicadores RT-MTL y RT-TH informan los criterios D4C1 y D4C2. Estos indicadores se han evaluado en diferentes rangos de profundidad (características) y para diferentes grupos tróficos (elementos) como se refleja en la Tabla 1. Dada la configuración batimétrica de la demarcación, la evaluación se ha centrado en fondos de plataforma y talud continentales. A continuación, se describen los grupos tróficos considerados para estos indicadores:

- **Depredadores apicales:** representan los últimos eslabones de las redes tróficas y suelen ser objeto de las pesquerías de interés comercial.
- **Mesodepredadores y depredadores apicales:** incluyen depredadores medios y apicales y este grupo trófico informa sobre la transferencia de energía en la mitad superior de las redes tróficas que conforman el ecosistema.
- **Toda la comunidad:** en este elemento se evalúa la comunidad al completo, con la excepción de los productores primarios, para tener una visión de conjunto de la situación de las redes tróficas bento-demersales en fondos circa-litorales sedimentarios.

En la siguiente tabla se presentan los criterios evaluados en base a los indicadores RT-MTL y RT-TH.



Tabla 1. Contribución de los indicadores RT-MTL y RT-TH a los criterios del D4.

INDICADOR RT-MTL E INDICADOR RT-TH					
Característica	Elemento	Criterio			
Profundidad	Grupo Trófico	D4C1	D4C2	D4C3	D4C4
Zona Costera	Depredadores apicales	✗	✗	✗	✗
	Mesodepredadores y depredadores apicales	✗	✗	✗	✗
	Toda la comunidad	✗	✗	✗	✗
Plataforma	Depredadores apicales	✓	✓	✗	✗
	Mesodepredadores y depredadores apicales	✓	✓	✗	✗
	Toda la comunidad	✓	✓	✗	✗
Zona Oceánica	Depredadores apicales	✓	✓	✗	✗
	Mesodepredadores y depredadores apicales	✓	✓	✗	✗
	Toda la comunidad	✓	✓	✗	✗

El tercer indicador aplicado, RT-ENA, informa los criterios D4C1, D4C2 y D4C4. Este indicador ha permitido además realizar la evaluación para todo el sistema, incluyendo todas las profundidades y todos los compartimentos del ecosistema (Tabla 2). Con respecto a los índices considerados para este indicador, éstos son el resultado del modelo ecosistémico y han sido seleccionados por el grupo de expertos desarrollador del modelo. Los índices seleccionados evalúan de forma holística las redes tróficas considerando todos los grupos funcionales del ecosistema y la transferencia de materia y energía entre los diferentes compartimentos ecosistémicos:

- **Índice de omnivoría del sistema:** indicador ecosistémico relacionado con la especialización trófica y se calcula como la varianza de los niveles tróficos de las presas de cada consumidor.
- **Nivel trófico promedio de la comunidad:** indicador que cuantifica el impacto que la pesca ejerce sobre las redes tróficas marinas, con la ventaja de incluir a todos los componentes de un ecosistema.
- **Nivel trófico promedio de la captura:** indicador que analiza la presión que la pesca ejerce sobre las redes tróficas marinas, pero en este caso se centra en especies capturadas.
- **Probabilidad de pesca sostenible (Psust):** indicador que se calcula como la probabilidad de que un ecosistema esté siendo explotado de forma sostenible.
- **Promedio de la longitud de vías de Finn:** representa el número de grupos funcionales promedio por los que pasa un flujo trófico de entrada o salida. La longitud media (PL) está asociada al reciclaje de materia y energía y constituye una medida de la complejidad de la red trófica. Además, este índice también está relacionado con el tiempo de recuperación de un ecosistema.
- **Eficiencia media de transferencia de energía:** es la fracción de los flujos totales de cada nivel trófico discreto que se exportan fuera del ecosistema, o se transfieren a niveles tróficos superiores, a través del consumo.
- **Biomasa de las especies comerciales:** se calcula con la suma de las biomásas de las especies del ecosistema que son desembarcadas, siendo un indicador que además de informar sobre el estado ambiental de los ecosistemas, principalmente asociados al impacto de la pesca, también informa del impacto sobre la biodiversidad y otras cuestiones basadas en la conservación marina.



- **Índice de biodiversidad de Kempton:** se calcula como la pendiente de la curva de abundancia acumulada de especies entre el percentil 10 y el 90, siendo un indicador que informa sobre el estado ambiental de los ecosistemas marinos, además de abordar cuestiones del impacto sobre la biodiversidad y la conservación marina.
- **Biomasa de especies en peligro de extinción de la comunidad utilizando la lista roja de especies en riesgo de la IUCN:** indicador que proporciona información sobre qué componentes del ecosistema están en peligro.
- **Especies capturadas incluidas en la lista roja de especies en riesgo de la IUCN:** proporciona información sobre qué proporción de especies en peligro están explotadas

La siguiente tabla presenta la contribución del set de índices a los criterios del descriptor 4.

Tabla 2. Contribución del indicador RT-ENA a los criterios del D4.

INDICADOR RT-ENA “ANÁLISIS DE REDES ECOLÓGICAS”					
Característica	Elementos	Criterio			
Profundidad	Índices	D4C1	D4C2	D4C3	D4C4
Todo el dominio	Índice de omnivoría del sistema	✓	✓	✗	✓
	Nivel trófico promedio de la comunidad	✓	✓	✗	✓
	Nivel trófico promedio de la captura	✓	✓	✗	✓
	Probabilidad de pesca sostenible	✓	✓	✗	✓
	Promedio de la longitud de las vías de Finn	✓	✓	✗	✓
	Eficiencia media de transferencia de energía	✓	✓	✗	✓
	Biomasa de las especies comerciales	✓	✓	✗	✓
	Índice de biodiversidad de Kempton	✓	✓	✗	✓
	Biomasa de especies en peligro de extinción de la comunidad utilizando la lista roja de especies en riesgo de la IUCN	✓	✓	✗	✓
	Especies capturadas incluidas en la lista roja de especies en riesgo de la IUCN	✓	✓	✗	✓

Principales actividades humanas y presiones relacionadas

Las presiones que la actividad humana ejerce sobre los ecosistemas marinos están relacionadas con cambios en la estructura trófica y su funcionamiento a través de alteraciones en las relaciones depredador-presa y por tanto en los procesos de transferencia de energía a través de las redes tróficas.

Los indicadores RT-MTL y RT-TH están especialmente diseñados para evaluar los impactos de la presión pesquera sobre los recursos vivos de los ecosistemas marinos, en este caso los de fondo cerca-litoral sedimentario de la plataforma continental. Otro impacto que puede afectar a las comunidades demersales es aquel relacionado con los daños físicos y la perturbación que provocan directamente las



artes de pesca. Las artes de pesca, como las redes de arrastre y las dragas, pueden alterar en gran medida el fondo marino y ejercer impactos en las comunidades bento-demersales afectando a todos los niveles tróficos. La magnitud y el alcance del impacto dependen del tipo de arte y de la persistencia del impacto. Por otra parte, actividades como la extracción de minerales (roca, grava, arena) también pueden provocar alteraciones de la topografía del fondo marino, cambios en la composición de los sedimentos y eliminación de especies y organismos. Esto puede llevar a cambios en la distribución espacial de las especies y en las interacciones depredador-presa, alterando el acoplamiento bento-pelágico y el funcionamiento general de los ecosistemas bento-demersales.

Otra presión antropogénica que potencialmente puede afectar a las redes tróficas es el aumento excesivo de nutrientes (eutrofización). Un aumento desmesurado en el aporte de nutrientes puede desencadenar un efecto cascada desde los niveles bajos de la cadena trófica al aumentar la producción primaria, provocando un incremento en la biomasa de fitoplancton y/o diversidad de especies que puede afectar a niveles tróficos superiores. Sin embargo, dada la complejidad de los procesos ecosistémicos, es difícil demostrar cambios biológicos consistentes basados en relaciones causa-efecto. Otro impacto indirecto del aumento de nutrientes es el incremento de las tasas de sedimentación del material orgánico procedente de un aumento en la producción de plancton. Esta “nieve marina” puede provocar un incremento del consumo de oxígeno a través de procesos microbianos y re-mineralización en capas de agua más profundas, lo que puede generar amplias zonas con deficiencia de oxígeno, especialmente en áreas cerradas donde hay escasa renovación de agua.



INDICADOR RT-MTL “CAMBIOS EN
EL NIVEL TRÓFICO MEDIO DE LOS
CONSULIMIDORES MARINOS”



3. Indicador RT-MTL “Cambios en el nivel trófico medio de los consumidores marinos”

El Nivel Trófico Medio (MTL, en inglés *Mean Trophic Level*) es un indicador ecológico que refleja principalmente los efectos de la presión pesquera en la estructura de las redes tróficas. Este indicador se calcula a partir de datos de biomasa y de los niveles tróficos (TL, en inglés *Trophic Level*) de las especies. Así, el TL de un individuo o una especie, que viene determinado por las interacciones depredador-presa, expresa su posición dentro de la red trófica. Los valores de nivel trófico más bajos (TL=1) están, por tanto, asignados a los productores primarios en la base de la cadena trófica, mientras que los herbívoros se encuentran en el siguiente nivel (TL=2) y los valores más altos (TL $\geq$ 4) están asignados a los depredadores apicales. Además, cada estadio de vida de un organismo está asociado a un nivel trófico particular, y la energía es así transferida desde los niveles tróficos basales, a través de las interconexiones entre organismos de la red trófica, a los niveles apicales.

El desarrollo conceptual del indicador del MTL, por Pauly *et al.*, (1998), se conoce como *fishing down marine food webs* o disminución de las redes tróficas marinas por la pesca¹ y su aplicación demostró que el declive en el nivel trófico medio de las pesquerías globales a lo largo de los años 90 indicaba una erosión de los niveles tróficos superiores en los ecosistemas marinos del planeta. Esto se debió a que la mayor parte de las pesquerías tenían por objetivo, y generalmente siguen teniendo, especies con niveles tróficos elevados, y relacionadas con individuos de mayor tamaño. Finalmente, la disminución de la biomasa de las especies con mayor nivel trófico (Figura 1) forzó a las pesquerías a trasladar su presión de capturas de depredadores apicales hacia otros depredadores con menor nivel trófico, observándose el declive en el MTL. Este indicador, por tanto, provee información sobre la poca sostenibilidad de las prácticas pesqueras desarrolladas a lo largo de las últimas décadas, y cabe destacar que la Conferencia de las Partes de la Convención sobre la Diversidad Biológica adoptó el indicador MTL como uno de los ocho indicadores seleccionados para evaluar la pérdida de biodiversidad de los mares.

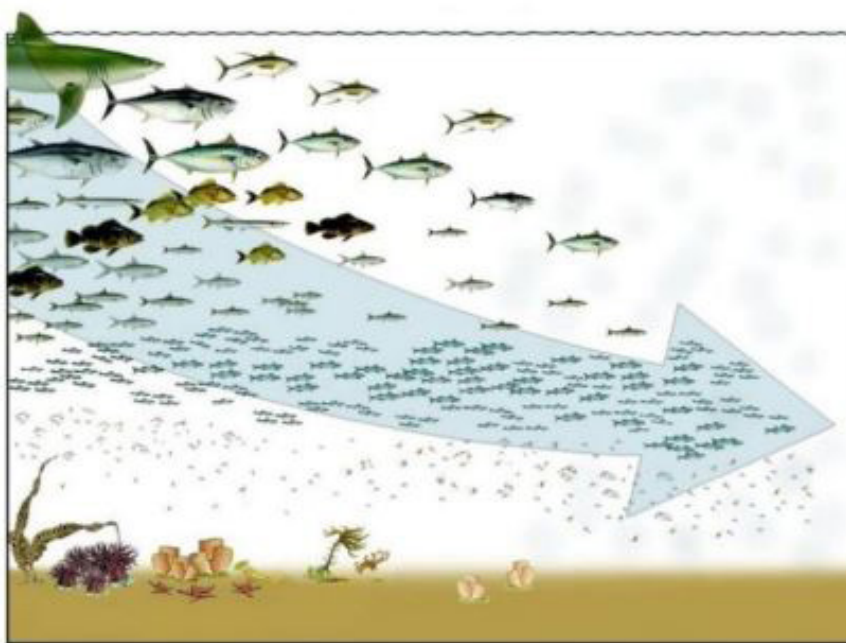


Figura 1. Esquema que muestra la disminución de depredadores apicales en el tiempo.

¹ Traducción del autor



Este indicador ha continuado siendo objeto de estudio y, con el tiempo, han emergido hipótesis adicionales para explicar los patrones observados en el MTL. Si el concepto *fishing down marine food webs*, tal y como se definió anteriormente, ya fue observado en el Atlántico norte, otros escenarios han sido descritos en diversas zonas del planeta (Essington *et al.*, 2006; Morato *et al.*, 2006; Swartz *et al.*, 2010; Stergiou and Tsikliras, 2011; Shannon *et al.*, 2014). Éstos por ejemplo incluyen el concepto de *fishing through the food webs* (incorporación secuencial de especies de menor nivel trófico en las pesquerías), *fisheries expansion* (expansión de las pesquerías hacia aguas más profundas con la inclusión de nuevas especies de niveles tróficos elevados), y *fishing up the food webs* (incorporación de especies con alto nivel trófico que no habían sido capturadas previamente).

En la comunidad científica se considera que el estado de las redes tróficas debe basarse en indicadores ecosistémicos, los cuales representan el ecosistema como un todo/una unidad e incluyen tantas especies como sea posible para asegurar que diferentes niveles tróficos se encuentren bien representados. El indicador RT-MTL cumple con estos requisitos ya que considera la estructura de las redes tróficas y utiliza una métrica (el nivel trófico, TL) que refleja la transferencia de energía entre depredadores y presas.

Metodología de evaluación

Tradicionalmente, el indicador MTL ha sido calculado utilizando largas series históricas de datos a escala regional. Estudios recientes, sin embargo, han mostrado la importancia del análisis del indicador a nivel local para revelar áreas específicas fuertemente impactadas. Por ejemplo, a una resolución geográfica de escala pequeña en la costa septentrional de la península ibérica se han detectado relaciones negativas significativas entre el arrastre de fondo y el indicador (Preciado *et al.*, 2019), a pesar de la aparente recuperación de los depredadores apicales observada a escala regional (Arroyo *et al.*, 2019). Por tanto, la fuerte influencia local de esta presión antropogénica en las redes tróficas muestra la relevancia del uso de resoluciones espaciales locales a la hora de investigar los efectos de presiones espacialmente heterogéneas, como la pesca. Así, en el presente ciclo de las estrategias marinas el indicador MTL ha sido estudiado desde una aproximación espacio-temporal para valorar su evolución espacial a lo largo del tiempo en las demarcaciones marinas en estudio.

En el cálculo del nivel trófico medio, habitualmente, la fuente de datos de biomasa eran los desembarcos, lo cual generaba numerosas preocupaciones acerca de su idoneidad para la valoración del ecosistema como un todo. Entre sus limitaciones e incertidumbres destacan las fuertes discrepancias entre las biomásas capturadas y las desembarcadas, ya que estas últimas no consideran las capturas accidentales, desreguladas, ilegales, o no declaradas, además de estar sujetas a múltiples sesgos inducidos por los patrones pesqueros (Branch *et al.* 2010; Pauly *et al.*, 2013). En contraste, los datos procedentes de campañas científicas reflejan los cambios reales en la composición de las comunidades, ya que no están influidos por los vaivenes del mercado (es decir, pesca selectiva de especies de interés comercial) e incluye todas las especies que las pesquerías descartan y que frecuentemente no son declaradas en los desembarques. Los datos obtenidos de campañas demersales, no obstante, también tienen sus limitaciones particulares, ya sea por la luz de malla de las redes, por infrarrepresentar las especies más pequeñas, o por estar a menudo enfocadas en peces y cefalópodos de interés comercial. A pesar de estas limitaciones, la estandarización de las campañas junto con las series históricas de datos disponibles hace de las campañas científicas la mejor fuente de datos para evaluar el indicador MTL. Es importante resaltar que, dado que las campañas de arrastre muestrean hábitats de fondo blando, la presente evaluación del indicador RT-MTL se ha llevado a cabo en las comunidades bento-demersales que habitan dichos fondos, analizándose a diferentes profundidades (costa, plataforma y talud) para identificar potenciales cambios de las tendencias en base a la batimetría.

Con respecto al cálculo del nivel trófico de las especies, existen estimaciones para la mayor parte de las especies demersales, que además se encuentran disponibles en bases de datos y repositorios online. Sin embargo, estos valores pueden referirse a poblaciones específicas, o por ejemplo ser medias mundiales de niveles tróficos procedentes de ecosistemas distintos. Además, en numerosas



ocasiones esos datos no reflejan las características de una región dada donde las interacciones tróficas entre especies pueden ser localmente específicas. De hecho, presiones inducidas, ya sea por el mismo medio ambiente o por actividades humanas, pueden generar cambios en la disponibilidad de presas o la selectividad de depredadores, causando así en ciertas especies una variabilidad en los valores de su nivel trófico en espacio y tiempo, e incluso a lo largo de su ontogenia (Pinnegar *et al.*, 2002; Chassot *et al.*, 2008; Vinagre *et al.*, 2012). Por lo tanto, para aumentar la precisión de los análisis y representar mejor los patrones de las interacciones tróficas, los valores de los niveles tróficos requieren ser específicos de las regiones en estudio.

Fuente de datos

Para el cálculo del indicador se han utilizado los datos procedentes de campañas oceanográficas que realiza el Instituto Español de Oceanografía para la evaluación de los ecosistemas y de los recursos bento-demersales realizadas con arte de arrastre de fondo. Estas campañas tienen una larga trayectoria, participan de programas científicos regionales, y contribuyen a convenios internacionales. En el caso de las demarcaciones atlánticas, las metodologías para el muestreo que se aplican están estandarizadas por el Grupo de Trabajo *International Bottom Trawl Surveys* de ICES (Convención Internacional para la Exploración del Mar) mientras que el caso de las demarcaciones mediterráneas, las metodologías aplicadas están estandarizadas por el Grupo de Trabajo MEDITS, también dentro del marco de ICES. Las campañas utilizadas se describen brevemente en la Tabla 3.

Tabla 3. Resumen de las características de las campañas oceanográficas utilizadas como fuentes de datos en la demarcación levantino-balear (MEDITS).

MEDITS			
Campaña de evaluación de ecosistemas y recursos demersales por arrastre de fondo			
Demarcación	Levantino-balear y Estrecho y Mar de Alborán	Inicio	1994
Periodicidad	Anual	Cuatrimestre	II – III
Control de calidad	Estandarizada MEDITS-WG	Receptor internacional información	JRC EU
Fondos	Sedimentarios entre 40 y 800 m de profundidad		

De cara a normalizar las series de datos utilizadas en el cálculo del indicador y a favorecer la comparabilidad de su valor entre demarcaciones, se ha considerado un mismo año para el inicio del estudio, 2001, y se han establecido una serie de criterios para la selección de las especies estudiadas. Asimismo, dado que las campañas de arrastre no tienen por objeto específicamente la captura de especies pelágicas, el indicador se ha calculado sin considerar la biomasa de las especies pelágicas capturadas y considerándola. De esta forma, en el primer caso se amplifica la señal del indicador (esto es la significancia de las tendencias) al excluir la alta variabilidad interanual en la biomasa que registran las especies pelágicas, mientras que en el segundo caso se utiliza toda la información disponible sobre las comunidades capturadas.

Escenarios batimétricos y ecológicos

Para el cálculo del indicador y la evaluación de sus cambios a lo largo del tiempo se han considerado diferentes escenarios, tanto batimétricos como ecológicos. Los rangos batimétricos reflejan el hecho de



que las comunidades bento-demersales están frecuentemente estructuradas a lo largo del gradiente de profundidad, por lo que la comunidad que habita en las zonas someras es significativamente diferente de aquella que habita las zonas más profundas, aunque ambas puedan ser sintetizadas con un valor del MTL. En el caso particular de la demarcación levantino-balear, debido a las características geomorfológicas de la plataforma continental española, la zona costera (<30m de profundidad) no ha tenido suficiente cobertura en el muestreo, por lo que en este caso se han tenido en cuenta dos rangos batimétricos diferentes para evaluar de forma independiente el indicador. Estos han sido los siguientes:

- i) plataforma continental (30-200m)
- ii) talud continental (>200m).

La segregación batimétrica ha permitido así explorar los cambios temporales del indicador en estas comunidades con el potencial de identificar tendencias divergentes a lo largo del gradiente de profundidad.

Con respecto a los escenarios ecológicos, para cada rango de profundidad se han considerado tres umbrales en los niveles tróficos de la comunidad evaluada, tal y como se representa en la MTL2. Esta diferenciación ha posibilitado la identificación de patrones que, por ejemplo, afectan solo a los depredadores apicales (como sería el caso de la hipótesis *fishing down marine food webs*) y que de otra manera podrían haber quedado ocultos por la alta biomasa de las especies con un bajo TL. Estos umbrales ecológicos se describen a continuación:

- **MTL4:** contiene aquellas especies de depredadores sobre los que no existe depredación, conocidos como depredadores apicales. Incluye fundamentalmente a peces y cefalópodos bento-demersales.
- **MTL3.25:** contiene solo aquellas especies con un $TL \geq 3,25$, fundamentalmente consumidores secundarios y depredadores apicales, a partir de aquí denominados mesodepredadores y depredadores apicales. Este umbral fue descrito por Pauly y Watson (2005) y se denomina Índice Trófico Marino (MTI). Incluye principalmente a elasmobranquios, peces y cefalópodos.
- **MTL2:** contiene todas las especies en la comunidad bento-demersal, con excepción de los productores primarios. Incluye a todos los invertebrados, peces y cefalópodos.

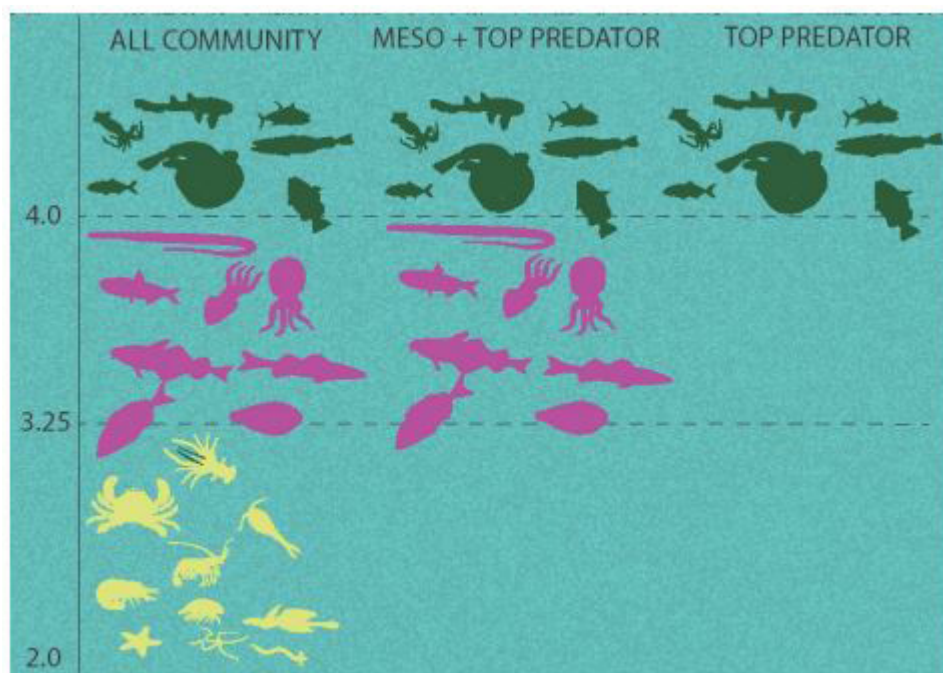


Figura 2. Esquema que muestra la composición de especies en cada umbral: i) toda la comunidad (incluye todas las especies capturadas, incluyendo invertebrados, peces y cefalópodos), ii) mesodepredadores + depredadores apicales (incluye fundamentalmente cefalópodos y peces con un nivel trófico superior a 3,25) y iii) depredadores apicales (incluye únicamente aquellas especies con nivel trófico superior a 4).



Como se comentó con anterioridad, ciertas especies pelágicas, muy importantes en biomasa, son también capturadas por el arrastre del fondo. Esto se debe a que se concentran en el fondo durante el día y son capturadas por el arte de arrastre. De hecho, debido a la alta variabilidad que representa la biomasa de estas especies pelágicas capturadas se decidió considerar también en los escenarios la evaluación del indicador excluyendo e incluyendo las especies pelágicas. Así, la combinación de todos estos umbrales ha generado 10 escenarios diferentes (Tabla 4), ya que en las campañas oceanográficas demersales no se capturan especies pelágicas con un $MTL \geq 4$, por lo que en este caso no existen los escenarios con pelágicos.

Tabla 4. Resumen de los 10 escenarios batimétricos y ecológicos donde se muestran los niveles tróficos incluidos en cada uno de ellos.

ESCENARIOS BATIMÉTRICOS Y ECOLÓGICOS	MTL4	MTL3.25	MTL2
Plataforma (Prof. 30–200 m.)	Depredadores apicales	Depredadores apicales + Mesodepredadores	Todos los consumidores
		Depredadores apicales + Mesodepredadores (incluyendo especies pelágicas)	Todos los consumidores (incluyendo especies pelágicas)
Talud (Prof. >200 m.)	Depredadores apicales	Depredadores apicales + Mesodepredadores	Todos los consumidores
		Depredadores apicales + Mesodepredadores (incluyendo especies pelágicas)	Todos los consumidores (incluyendo especies pelágicas)

Cálculo del Nivel Trófico Medio (MTL)

Previo al cálculo del indicador, se utilizaron curvas acumulativas a partir de datos de biomasa de las especies para seleccionar aquellas que son muestreadas de forma consistente a lo largo de la serie histórica. Los criterios aplicados se acordaron por el equipo de expertos de forma que la evaluación fuera coherente entre las demarcaciones en estudio. Estos criterios se establecieron en base a los puntos de inflexión de la frecuencia de ocurrencia de las especies y a la distribución de su abundancia, tal y como se señala a continuación:

- especies que aparecen al menos en el 50 % de los años
- especies que aparecen al menos en el 10 % de los lances de cada año
- especies que proporcionan una abundancia por encima del cuantil 10

Con respecto al cálculo de los niveles tróficos por especie, éste ha sido estimado utilizando análisis de contenidos estomacales y de isótopos estables (por ejemplo, Chouvelon *et al.*, 2012; Lasalle *et al.*, 2011; Lasalle *et al.*, 2014; Le Loc’h *et al.*, 2008) obtenidos en cada demarcación. Los datos de isotopía estable han permitido estimar el nivel trófico para aquellas especies cuya dieta no estaba disponible a partir del análisis de contenidos estomacales, principalmente presas y especies de crustáceos y cefalópodos. En estos casos los contenidos estomacales no se muestrean en campaña por limitaciones metodológicas: las presas son muy pequeñas y trituradas por lo que requieren mucho tiempo de procesamiento. Finalmente, a partir de la proporción de cada tipo de presa en la dieta de cada depredador y el TL de la presa, se estimó el TL del depredador según la fórmula (Ecuación 1):



$$TL_i = 1 + \sum_{j=1}^n P_{ij} \times TL_j$$

Ecuación 1

Donde: TL_i se refiere al TL del depredador i ; P_{ij} es la proporción de la presa j en la dieta del depredador i ; TL_j es el TL de la presa j .

Una vez seleccionado el conjunto de especies que cumplieran con los criterios establecidos, los valores de TL y biomasa fueron usados para la obtención del valor del indicador por lance y año. Nótese que el indicador ha sido evaluado de esta manera para cada uno de los diferentes escenarios anteriormente descritos. El cálculo del indicador MTL por lance se ha realizado aplicando la siguiente fórmula:

$$MTL_h = \sum_i (TL_i) \times (Y_{ih}) / \sum_i (Y_{ih})$$

Ecuación 2

donde: MTL_h se refiere al indicador MTL por lance; TL_i se refiere a la estimación del TL de las especies (grupo) i ; Y_{ih} se refiere a la biomasa (Y) de las especies (grupo) i .

Los resultados del indicador fueron analizados para identificar cambios a lo largo de la serie histórica en los diferentes escenarios, modelando el MTL como una función anual utilizando modelos lineales y/o modelos aditivos generalizados (GAM). Todos los análisis estadísticos fueron realizados con el programa informático R (R Core Team, 2022).

Análisis espacio-temporal de los cambios en el MTL

Para la aproximación espacio-temporal del estudio del indicador, el proceso de cálculo realizado para cada uno de los escenarios siguió los siguientes pasos, tal y como refleja el Paso 4 y se describen a continuación:

- **Paso 1:** cálculo del valor promedio del MTL por lance y año a partir de los datos de biomasa y niveles tróficos de las especies utilizando la fórmula indicada.
- **Paso 2:** representación temporal de los valores promedio del indicador en cada lance a lo largo de la serie histórica. Ajuste de modelo lineal o GAM.
- **Paso 3:** representación espacial de los valores promedio del indicador por lance en celdas de $0,1^\circ \times 0,1^\circ$.
- **Paso 4:** representación espacio-temporal de las tendencias del indicador por celda. En aquellas celdas con un número suficiente de datos ($n > 10$), se evalúa la tendencia temporal a partir de regresiones lineales. Las tendencias, positivas o negativas, de los modelos lineales en cada celda se representan con una escala de colores y aquellas celdas con tendencias significativas ($p\text{-valor} < 0,05$) se muestran enmarcadas en negrita.

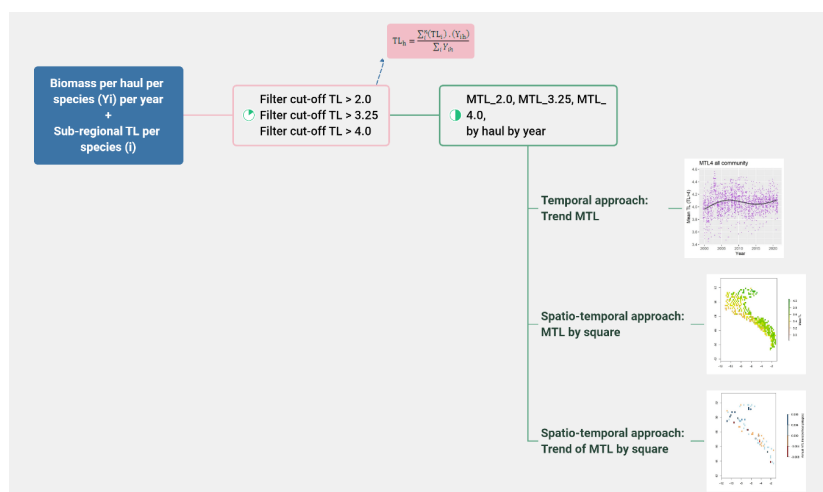


Figura 3. Esquema que muestra los pasos metodológicos a seguir para el cálculo del nivel trófico medio en cada lance.

Criterio de evaluación

Es necesario destacar que la presente evaluación muestra los cambios en el indicador empezando en el año 2001, cuando los ecosistemas bento-demersales ya se encontraban impactados. De hecho, la evaluación realizada a partir de los resultados del indicador RT-MTL está basada en el análisis de sus tendencias pero no de su estado. Para resumir los resultados de los diferentes escenarios ya descritos y mostrar un mensaje comprensible a la comunidad científica y no científica, los resultados del análisis de las tendencias fueron agrupados en intervalos. Estos grupos son de mejoría/resiliencia/deterioro de las redes tróficas y las tendencias fueron consideradas como señal de mejora o señal de alarma solo cuando los modelos lineales fueron significativos (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$), mientras se consideraron resilientes cuando los modelos lineales no fueron significativos. Estas categorías se muestran en la Tabla 5. Es necesario destacar, a su vez, que la evaluación del indicador está referida a los resultados de las tendencias sin incluir las especies pelágicas. No obstante, dada la importancia de los mismos en el ecosistema también se reportan los resultados de todos los escenarios. De esta forma, los valores al comienzo de la serie no representarían valores de objetivos ecológicos y por tanto cualquier tendencia positiva en el MTL es considerada como un signo de recuperación, mientras que una tendencia no significativa, o de estabilidad, se puede considerar como una señal de la elevada resiliencia que caracteriza los sistemas sometidos a impactos elevados y sostenidos en el tiempo.

Tabla 5. Categorías utilizadas en la evaluación de las tendencias del indicador para ayudar a la interpretación de los resultados.

Interpretación de las tendencias de los indicadores	
↘	La tendencia del indicador es negativa; o el cambio en el indicador está asociado a impactos crecientes debido a presiones antropogénicas (incluido el cambio climático); se considera que las redes tróficas sufren cierta degradación y representa una señal de alarma
↔	No está claro que el cambio represente un retroceso o una mejora en su estado; o el indicador no muestra cambio, aunque existe incertidumbre sobre si el cambio de estado representa una mejoría; se considera que las redes tróficas son resilientes
↗	La tendencia del indicador es positiva; o el cambio en el indicador representa una mejoría en el estado; se considera que las redes tróficas sufren cierta mejoría



Área de evaluación

En el presente ciclo, se ha dividido la demarcación marina levantino-balear en dos divisiones. La división levantina, que comprende el área marina de la demarcación correspondiente al litoral peninsular, y la división balear, que incluye el área marina de la demarcación correspondiente al archipiélago de las islas Baleares.

Parámetros utilizados

Nivel Trófico Medio

Valores umbral

No hay valores umbral porque no hay ninguna herramienta que posibilite definir el buen estado ambiental (BEA) de las redes tróficas a día de hoy. En el caso de este indicador, sí se pueden identificar tendencias ya que estos valores dependen de las estructuras de los ecosistemas, y por tanto el indicador utiliza como herramienta las tendencias.

Evaluación a nivel regional/subregional

La evaluación realizada en esta demarcación marina se ha desarrollado a nivel nacional debido a la ausencia de una estructura de coordinación relativa a las redes tróficas en el marco del Convenio de Barcelona.



3.1. Evaluación general

En esta sección se presentan los resultados obtenidos de la aplicación del indicador RT-MTL “Cambios en el nivel trófico medio de los consumidores marinos” para la evaluación de las redes tróficas de la demarcación levantino-balear, primero los correspondientes a la división levantina y después a la balear, y en este caso para los sistemas de plataforma y talud continentales. Estos resultados incluyen el cálculo del valor trófico medio junto con su tendencia temporal para los escenarios sin y con pelágicos. Además, se aporta también la representación cartográfica de los valores promedio y las tendencias espacio-temporales para favorecer la interpretación de posibles patrones espaciales del indicador dentro de la demarcación. Estos mapas se ofrecen a nivel de lance y para todos los escenarios, aunque la evaluación se ofrezca tan solo para los escenarios sin pelágicos y para los valores promedio.

Los resultados para cada estrato de profundidad (característica), se presentan primeramente para el escenario MTL4, que incluye sólo al grupo trófico de los depredadores apicales, frecuente objetivo de las pesquerías comerciales. Seguidamente se ofrecen los resultados del escenario MTL3.25, que engloba a los depredadores apicales y los mesodepredadores, e informa sobre la transferencia de energía en la mitad superior de la red trófica, y por último el escenario MTL2 que ilustra la situación para toda la comunidad de depredadores.

3.1.1. A nivel de división levantina – RT MTL

3.1.1.1. Evaluación para RT-MTL en plataforma

Consecución del BEA

Tabla 6. Consecución del buen estado ambiental en los sistemas de plataforma.

Proporción de valor umbral para conseguir el BEA (% de niveles tróficos en BEA)	No relevante
Proporción de niveles tróficos en BEA	No relevante
Resultado de la evaluación	Desconocido
Periodo de evaluación	2001-2021

Resultados de la evaluación del indicador

Tabla 7. Resultados de la evaluación en fondos de plataforma para cada grupo trófico.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Plataforma			
Grupo trófico	RT-MTL	Estado	Tendencia
Depredadores apicales	0,002***	■	↗
Mesodepredadores & depredadores apicales	0,000	■	↔
Toda la comunidad	-0,005***	■	↘



Los resultados de la evaluación del indicador RT-MTL se muestran en la Figura 4, que incluye un gráfico por escenario analizado. Además, en la Tabla 8 se muestran los valores del cambio del indicador para estos mismos escenarios, obtenidos a partir de la pendiente de la función de regresión lineal multiplicada por el número total de años de la serie histórica.

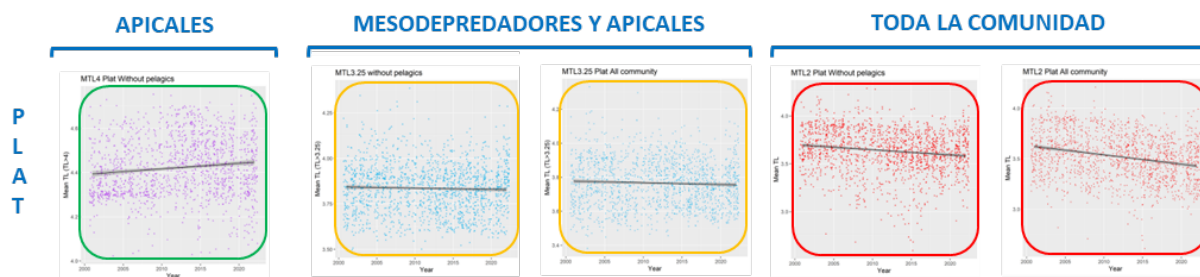


Figura 4. Tendencias temporales de los niveles tróficos promedio en función de los escenarios batimétricos y ecológicos. Marco rojo= tendencias negativas, marco naranja = no hay tendencia significativa, marco verde = tendencias positivas.

Tabla 8. Resumen de la evaluación del indicador en los diferentes escenarios.

División levantina	Sin pelágicos	Con pelágicos
Depredadores apicales	0,002***	
Mesodepredadores & depredadores apicales	0,000	-0,001
Toda la comunidad	-0,005***	-0,009***
Valor p del test de significancia estadística *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$		

En esta división los resultados para los ecosistemas bento-demersales de plataforma revelan una ligera recuperación de los depredadores apicales, que contrastan con las tendencias de degradación que muestran los escenarios para toda la comunidad (MTL2 con y sin pelágicos) de mayor magnitud (Tabla 8). Por su parte, los escenarios de mesodepredadores y depredadores apicales informan de la pérdida de la significancia estadística de los escenarios anteriores y resultan en tendencias de resiliencia.

3.1.1.1.1. Escenario MTL4 (depredadores apicales)

Tabla 9. Resultados de la evaluación de depredadores apicales en sistemas de plataforma.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Grupo trófico	RT-MTL	Estado	Tendencia
Depredadores apicales	0,002***		↗



Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido. El indicador RT-MTL obtiene un resultado significativo y que muestra un ligero incremento de su nivel trófico medio. Esta tendencia positiva indica que a lo largo de las dos décadas analizadas las comunidades bento-demersales han experimentado una leve mejora en su nivel trófico medio como consecuencia de la actividad pesquera.

Resultados de la evaluación espacio-temporal del indicador

En el escenario de depredadores apicales, el litoral peninsular de la demarcación registra valores menos extremos que los de las islas Baleares, y son la costa alicantina, el entorno del cabo de la Nao, y el golfo de Rosas las zonas geográficas que concentran los valores más altos (Figura 5). Con respecto a las tendencias, en la zona peninsular destacan los valores positivos del mar Catalán, cabo de la Nao, y del tramo entre cabo de Gata y cabo de Palos. El golfo de Valencia sin embargo registra una heterogeneidad de tendencias sin un patrón evidente.

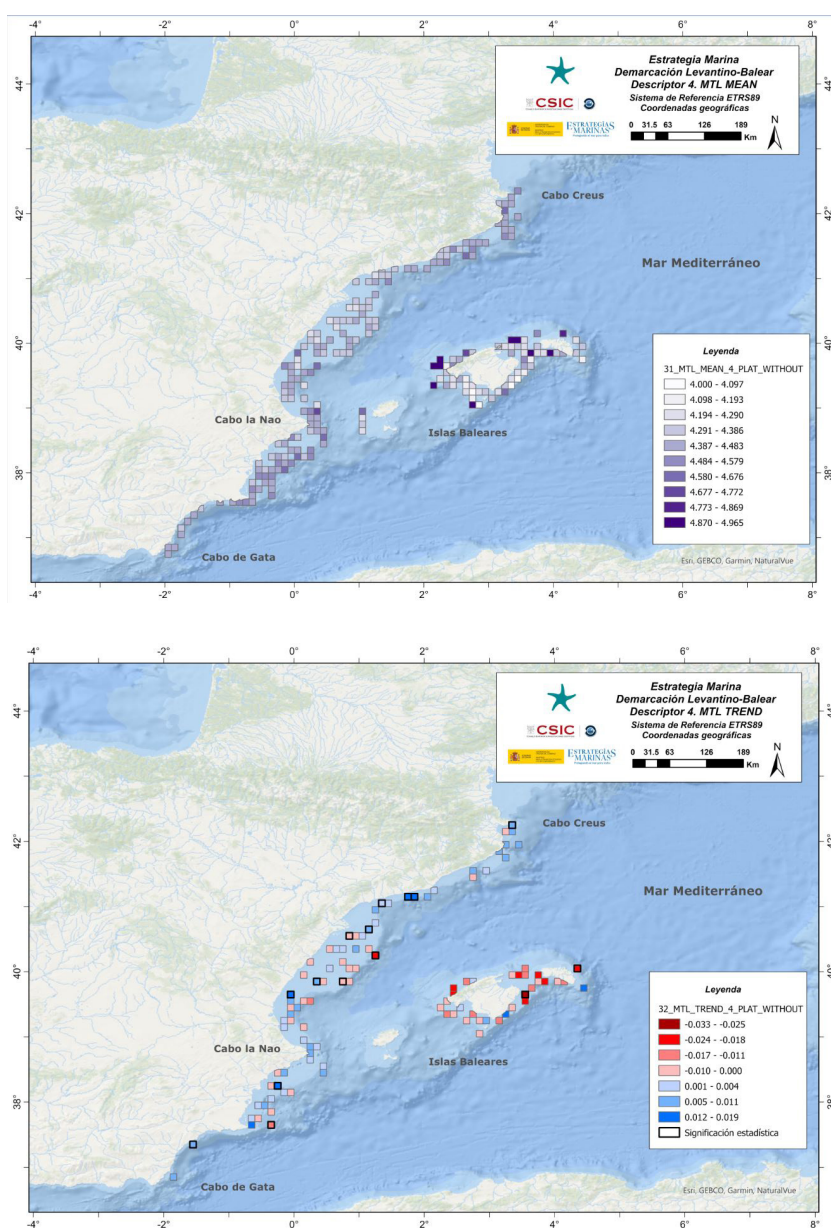


Figura 5. Plataforma: valores promedio del indicador por celda (arriba) y la tendencia (abajo), correspondiente al escenario depredadores apicales (MTL4) sin pelágicos. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.



Con respecto al escenario con especies pelágicas, éste no se considera dado que el arte utilizado en las campañas oceanográficas es para muestrear las especies bento-demersales y no captura ninguna especie pelágica de TL superior o igual a 4, tal y como se indicó anteriormente.

3.1.1.1.2. Escenario MTL3.25 (mesodepredadores y depredadores apicales)

Tabla 10. Resultado de la evaluación de mesodepredadores y depredadores apicales en plataforma.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

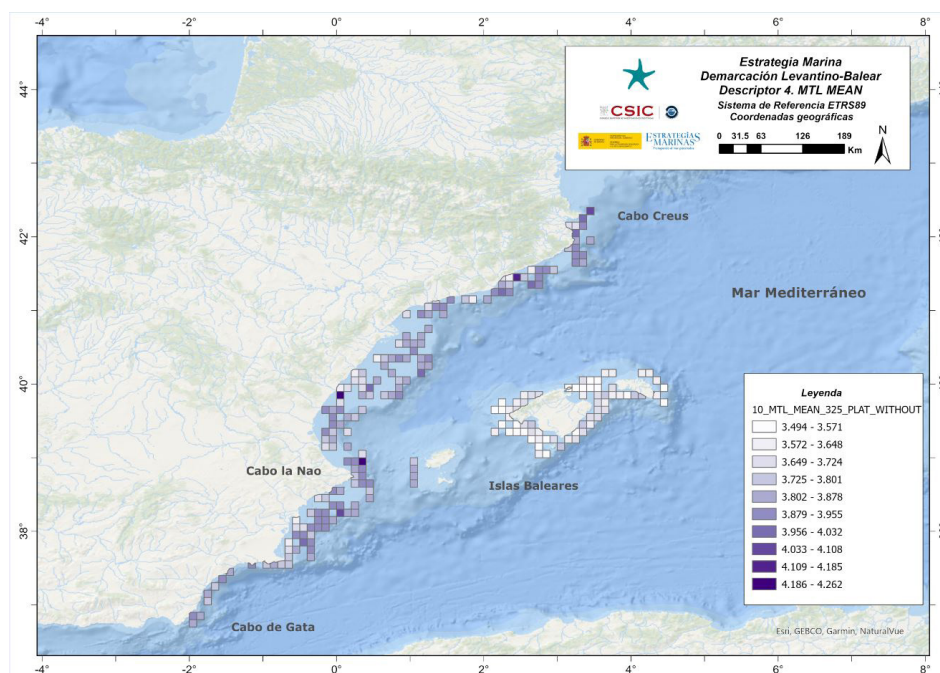
Grupo trófico	RT-MTL	Estado	Tendencia
Mesodepredadores y depredadores apicales	0,000	■	↔

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido. El indicador RT-MTL obtiene un resultado no significativo que muestra una estabilidad de su nivel trófico medio. Esta falta de tendencia significativa se interpreta como una señal de la resiliencia de las comunidades bento-demersales a lo largo de la serie histórica.

Resultados de la evaluación espacio-temporal del indicador

En el escenario que incluye a los mesodepredadores junto con los depredadores apicales se detecta una concentración de valores más altos en la zona marina entre cabo de Palos y cabo de la Nao y al norte del mar Catalán (Figura 6). En los mapas de tendencias, sin embargo, se observa una degradación significativa y generalizada del MTL, con la excepción del litoral entre cabo de Gata y cabo de Palos, donde a pesar de ser positivas las tendencias, se dispone de pocos lances.



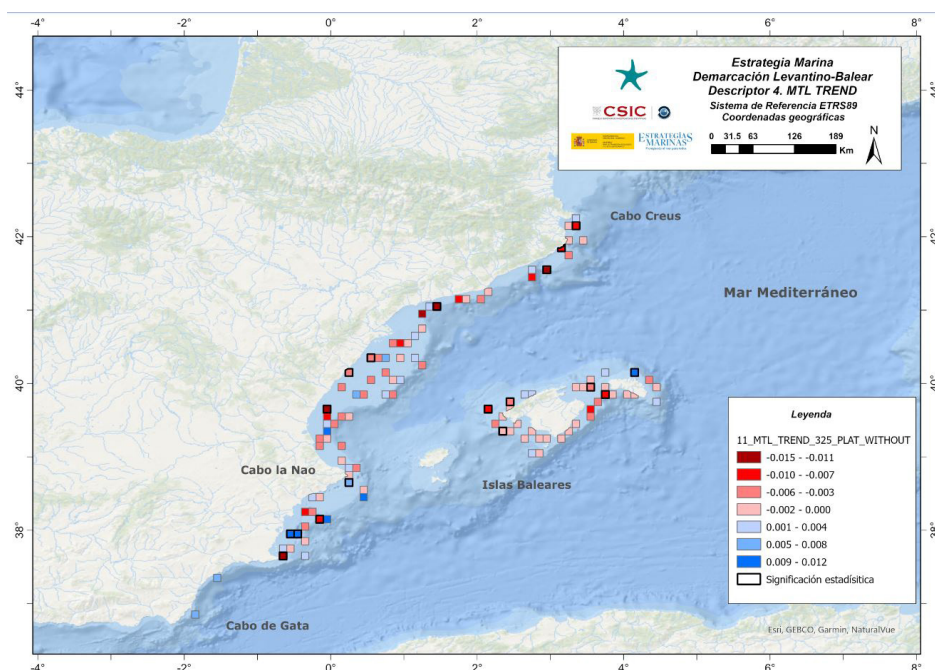
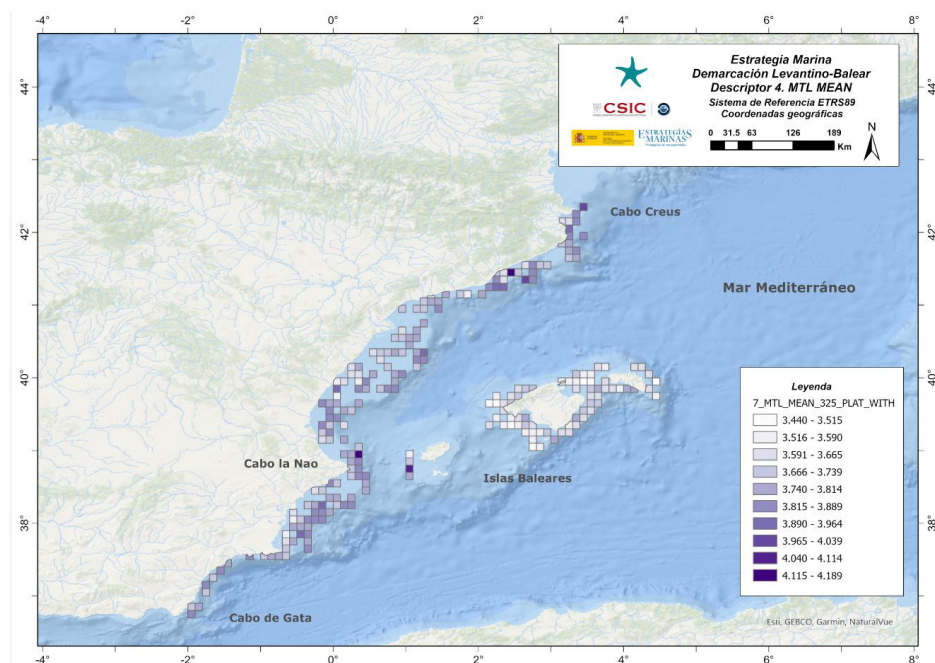


Figura 6. Plataforma: valores promedio del indicador por celda (arriba) y la tendencia (abajo), correspondiente al escenario mesodepredadores y depredadores apicales (MTL3.25) sin pelágicos. Las celdas enmarcadas en negra representan cambios significativos de los modelos.

El escenario con pelágicos manifiesta un patrón espacial similar al escenario sin especies pelágicas, donde la concentración de valores altos se encuentra en el litoral alicantino y la de valores bajos en el golfo de Valencia (Figura 7). Con respecto a los resultados de tendencias, se vuelve a observar una degradación del MTL generalizado, donde destacaría el entorno del cabo de la Nao por su concentración de valores positivos que indican una recuperación del MTL, y el del cabo de Gata ya que por primera vez muestra valor negativo, aunque su magnitud no es significativa.



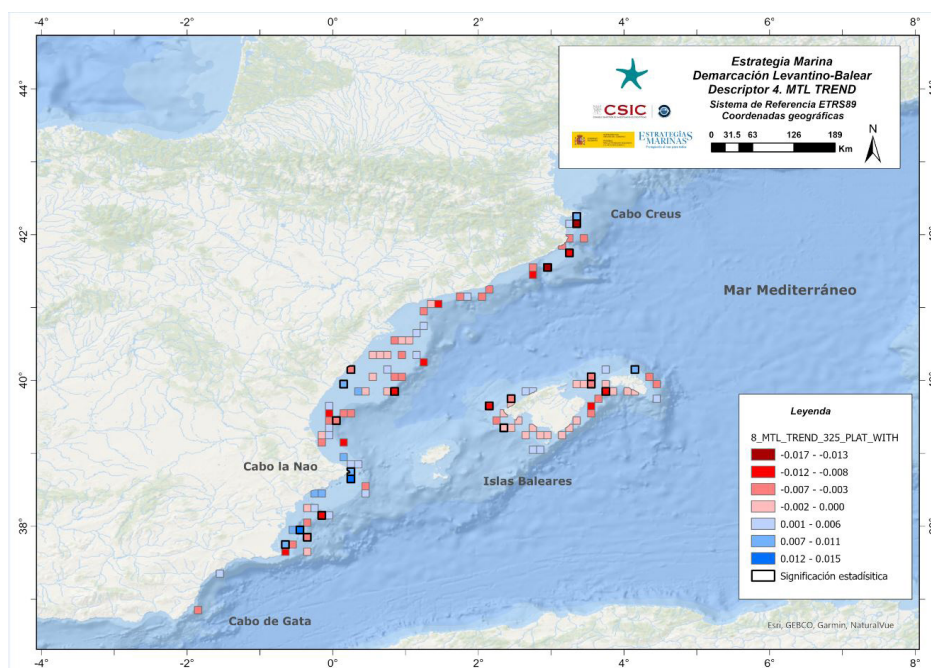


Figura 7. Plataforma: valores promedio del indicador por celda (arriba) y la tendencia (abajo), correspondiente al escenario mesodepredadores y depredadores apicales (MTL3.25) con pelágicos. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.

3.1.1.1.3. Escenario MTL2 (toda la comunidad)

Tabla 11. Resultado de la evaluación de toda la comunidad de fondos de plataforma.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
 Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Grupo trófico	RT-MTL	Estado	Tendencia
Toda la comunidad	-0,005***		↘

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido. El indicador RT-MTL obtiene un resultado significativo y que muestra un deterioro de baja magnitud de su nivel trófico medio. Esta tendencia negativa indica que a lo largo de las dos décadas analizadas las comunidades bento-demersales han experimentado una leve caída en su nivel trófico medio probablemente como consecuencia de la actividad pesquera.

Resultados de la evaluación espacio-temporal del indicador

En este escenario se detectan valores elevados en la plataforma del litoral catalán, frente al entorno del Mar Menor, donde se concentran los valores más bajos. El mapa de tendencias, en contraste, muestra cómo el golfo de Valencia registra numerosos valores negativos significativos y de considerable magnitud, valores negativos que, no obstante, son generalizados en el resto de la división, con excepción del extremo meridional, de cabo de Gata a Mar Menor, donde se observa una recuperación del nivel trófico medio (Figura 8).

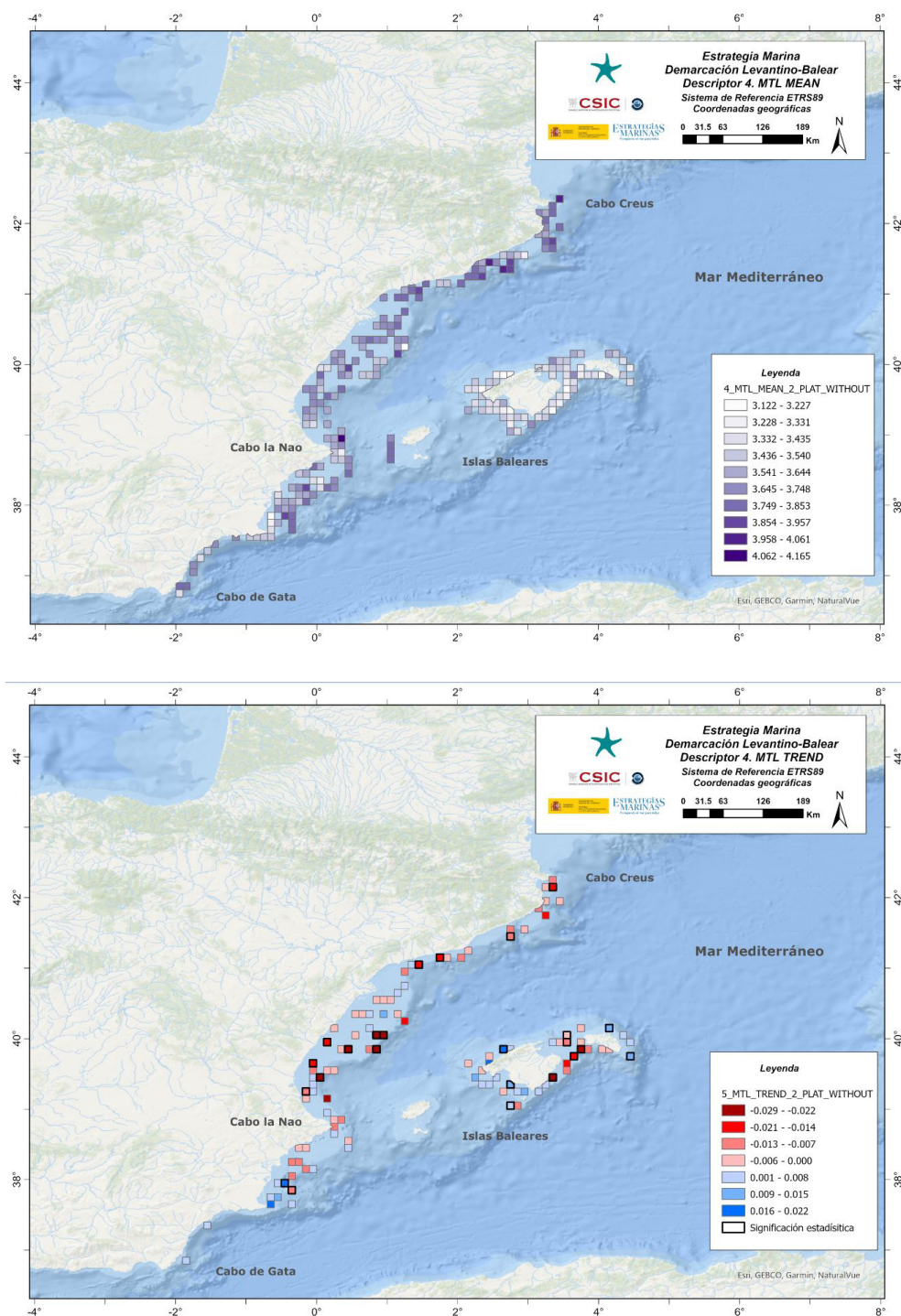


Figura 8. Plataforma: valores promedio del indicador por celda (arriba) y la tendencia (abajo), correspondiente al escenario toda la comunidad (MTL2) sin pelágicos. Las celdas enmarcadas en negra representan cambios significativos de los modelos.

Al incorporar las especies pelágicas en este escenario, se observa un descenso generalizado de los valores en el golfo de Valencia, especialmente acusado al norte del mismo, con respecto al escenario que no contempla las pelágicas (Figura 9). En el resto de la división no se aprecian cambios significativos. Referente al mapa de tendencias, éste registra el descenso generalizado y significativo en toda la división levantina, de nuevo con la excepción del Mar Menor donde se detecta cierta mejoría, no significativa y de baja magnitud.

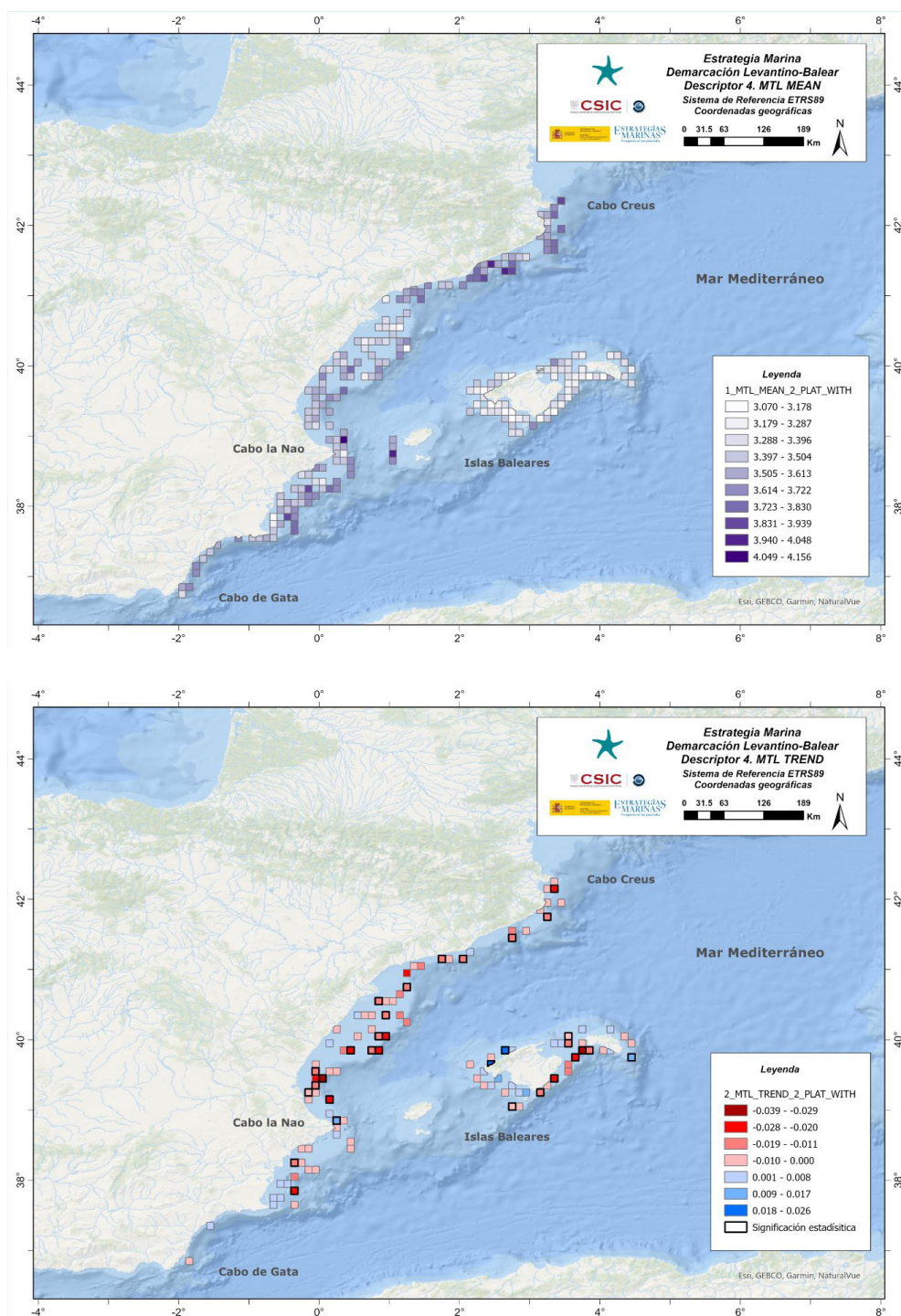


Figura 9. Plataforma: valores promedio del indicador por celda (arriba) y la tendencia (abajo), correspondiente al escenario que considera toda la comunidad bento-demersal (MTL2) con pelágicos. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.



3.1.1.2. Evaluación para RT-MTL en talud

Consecución del BEA

Tabla 12. Consecución del buen estado ambiental en los sistemas de talud.

Proporción de valor umbral para conseguir el BEA (% de niveles tróficos en BEA)	No relevante
Proporción de niveles tróficos en BEA	No relevante
Resultado de la evaluación	Desconocido
Periodo de evaluación	2001-2021

Descripción del estado

Tabla 13. Resultados de la evaluación en fondos sedimentarios de talud para cada grupo trófico.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Plataforma			
Grupo trófico	RT-MTL	Estado	Tendencia
Depredadores apicales	0,000	■	↔
Mesodepredadores & depredadores apicales	0,000	■	↔
Toda la comunidad	0,002	■	↔

Resultados de la evaluación del indicador

Los resultados de la evaluación del RT-MTL se muestran en la Figura 10, con un gráfico por escenario analizado. Además, en la Tabla 14 se muestran los valores del cambio del indicador para los mismos escenarios, obtenidos a partir de la pendiente de la función de regresión lineal multiplicada por el número total de años de la serie histórica.

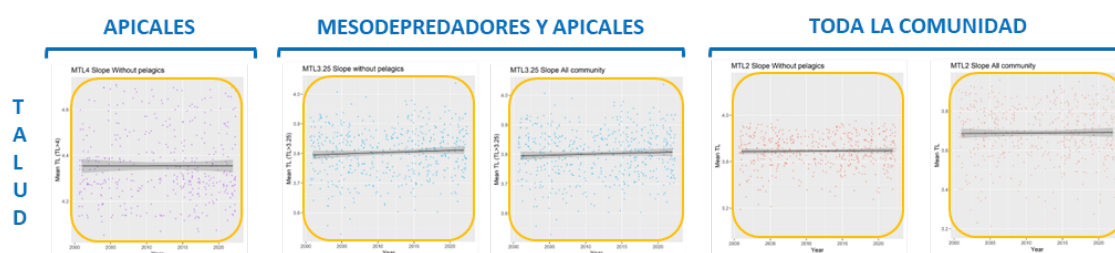


Figura 10. Tendencias temporales de los niveles tróficos promedio en función de los escenarios batimétricos y ecológicos. Marco rojo= tendencias negativas, marco naranja = no hay tendencia significativa, marco verde = tendencias positivas.



Tabla 14. Resumen de la evaluación del indicador en los diferentes escenarios

División levantina	Sin pelágicos	Con pelágicos
Depredadores apicales	0,000	
Mesodepredadores & depredadores apicales	0,000	0,000
Toda la comunidad	0,002	0,002
Valor p del test de significancia estadística *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$		

En esta división los resultados para los ecosistemas bento-demersales de talud muestran que no existen tendencias claras ni significativas en ninguno de los escenarios.

3.1.1.2.1. Escenario MTL4 (depredadores apicales)

Tabla 15. Resultados de la evaluación de depredadores apicales en fondos sedimentarios de talud

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Grupo trófico	RT-MTL	Estado	Tendencia
Depredadores apicales	0,000	■	↔

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido. El indicador RT-MTL obtiene un resultado no significativo que muestra una estabilidad de su nivel trófico medio. Esta ausencia de tendencia significativa se interpreta como una señal de la resiliencia de las comunidades bento-demersales a lo largo de la serie histórica.

Resultados de la evaluación espacio-temporal del indicador

El análisis del MTL para el escenario de depredadores apicales en talud identifica los mayores valores en el entorno del espacio protegido de cabo de Gata (Figura 11). Además, otras zonas donde se concentran valores altos se localizan frente a la albufera de Valencia y la desembocadura del Llobregat. Con respecto a las tendencias, resaltar la fuerte recuperación en el talud al este del Mar Menor, y la elevada heterogeneidad en el resto de la división, sin ningún patrón espacial definido.

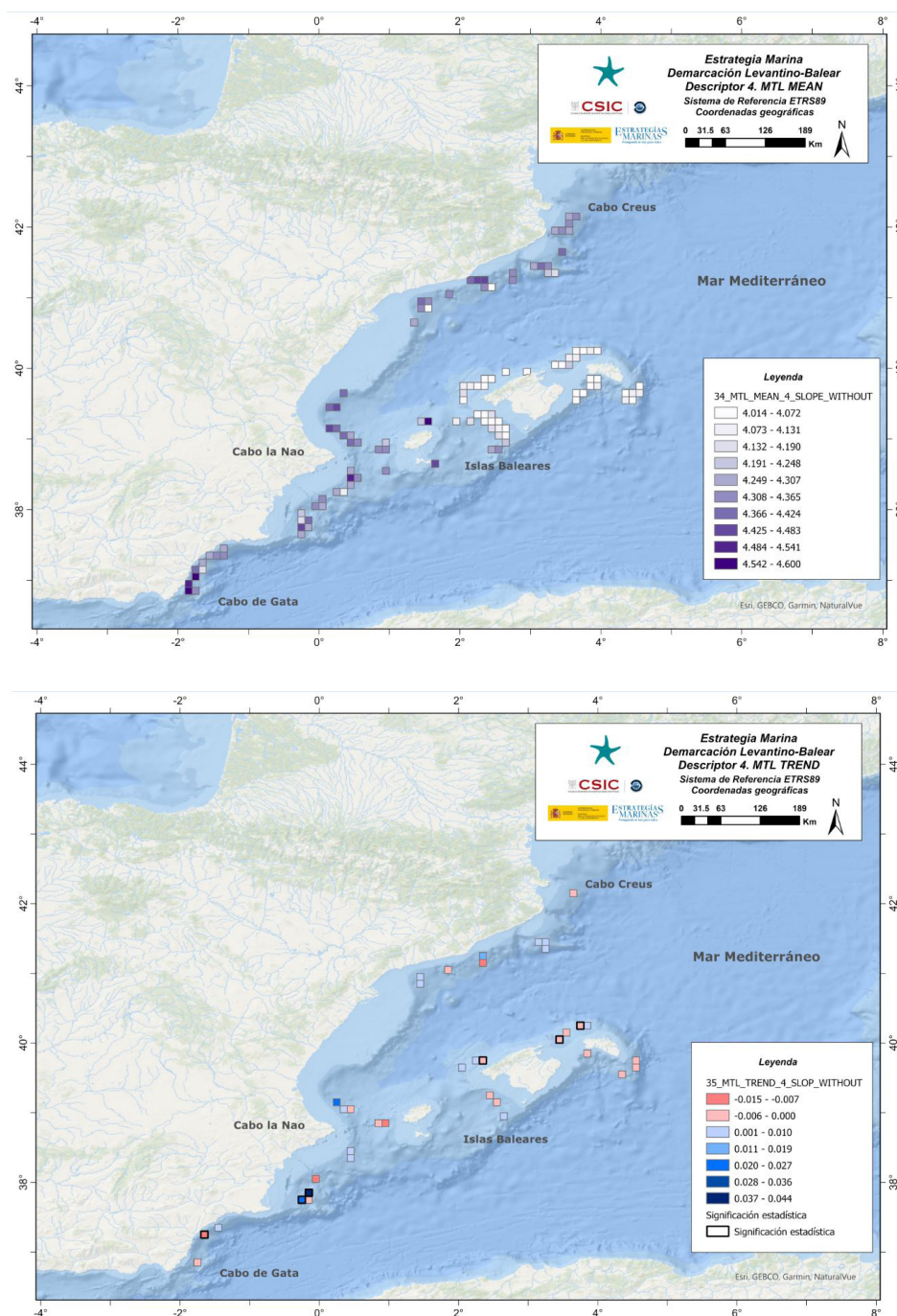


Figura 11. Talud: valores promedio del indicador por celda (arriba) y la tendencia (abajo), correspondiente al escenario depredadores apicales (MTL4) sin pelágicos. Las celdas enmarcadas en negra representan cambios significativos de los modelos.

Con respecto al escenario con especies pelágicas, éste no se considera dado que el arte utilizado en las campañas oceanográficas no captura ninguna especie pelágica de TL superior a 4.



3.1.1.2.2. Escenario MTL3.25 (mesodepredadores y depredadores apicales)

Tabla 16. Resultado de la evaluación de mesodepredadores y depredadores apicales en fondos sedimentarios de talud.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

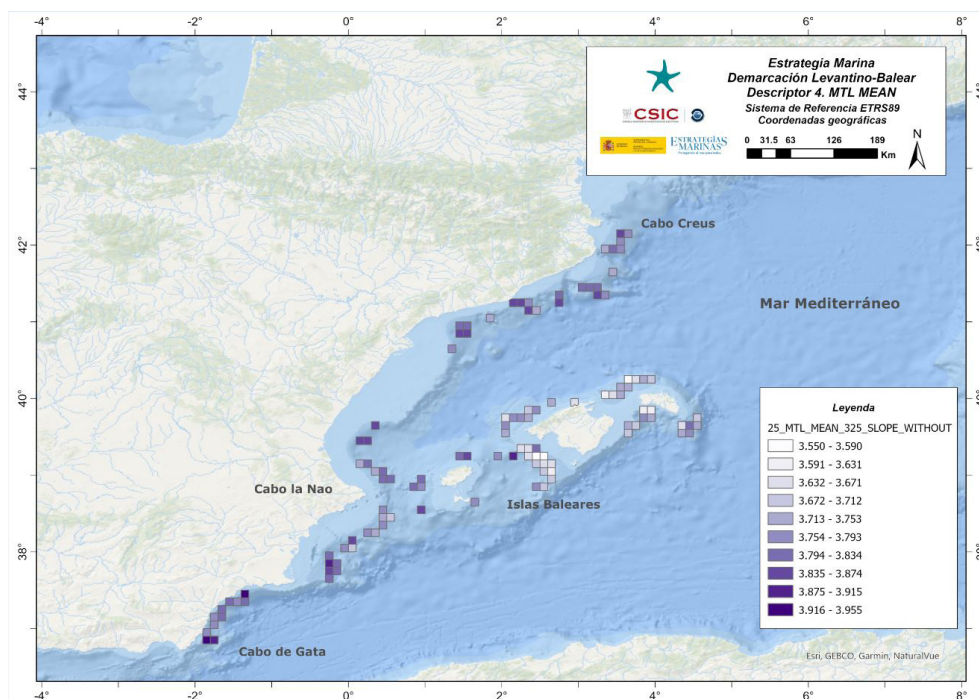
Grupo trófico	RT-MTL	Estado	Tendencia
Mesodepredadores y depredadores apicales	0,000	■	↔

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido. El indicador RT-MTL obtiene un resultado no significativo que muestra una estabilidad de su nivel trófico medio. Esta ausencia de tendencia significativa se interpreta como una señal de la resiliencia de las comunidades bento-demersales a lo largo de la serie histórica.

Resultados de la evaluación espacio-temporal del indicador

Al incorporar los mesodepredadores en el análisis del MTL se observa una mayor presencia de valores más bajos en el entorno del cabo de la Nao mientras en el resto de la división los valores son más altos y distribuidos de forma heterogénea (Figura 12). En el mapa de tendencias destaca la abundancia de valores, positivos y negativos, próximos al equilibrio y los valores más positivos y significativos al norte del cabo de la Nao y frente a la albufera de Valencia.



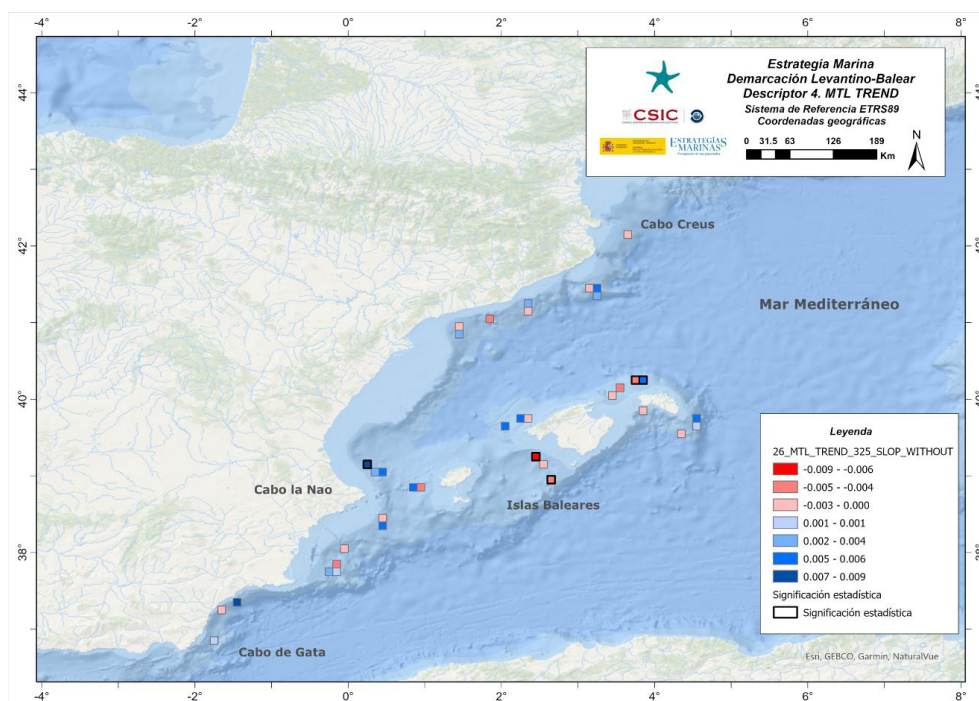
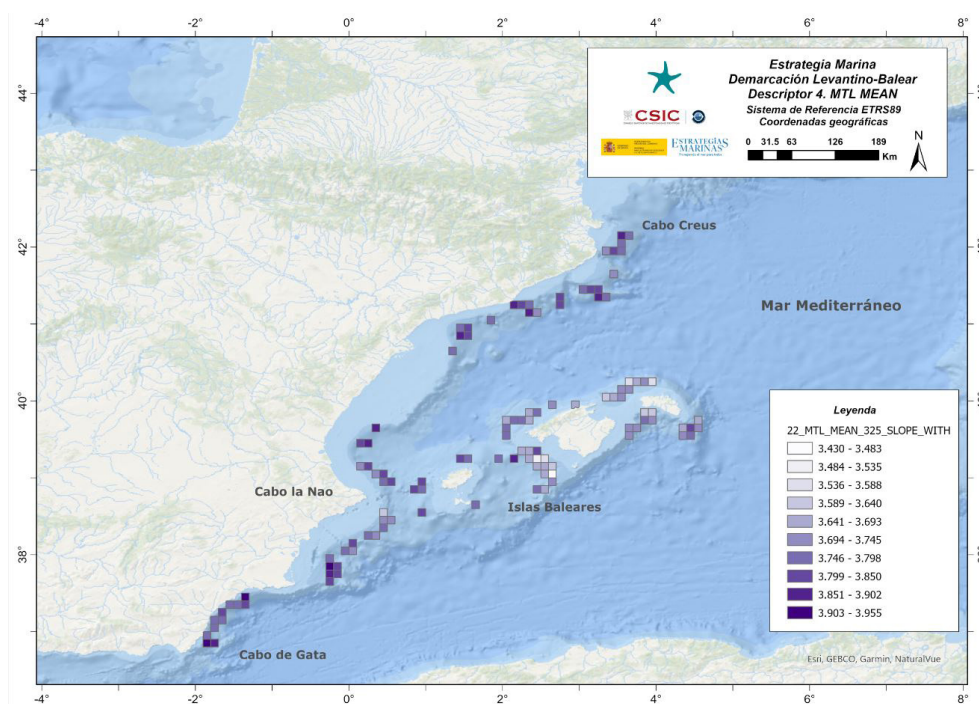


Figura 12. Talud: valores promedio del indicador por celda (arriba) y la tendencia (abajo), correspondiente al escenario para mesopredadores y depredadores apicales (MTL3.25) sin pelágicos. Las celdas enmarcadas en negra representan cambios significativos de los modelos.

Cuando se introducen las especies pelágicas se registra un aumento generalizado de los valores del MTL para la división levantina, manteniéndose los valores más bajos en el entorno del cabo de la Nao, especialmente al sur del mismo (Figura 13). Las tendencias reflejan un resultado similar a aquel obtenido sin considerar las especies pelágicas, donde predominan valores cercanos a cero, con la excepción de los valores positivos entre el cabo de la Nao y la albufera de Valencia.



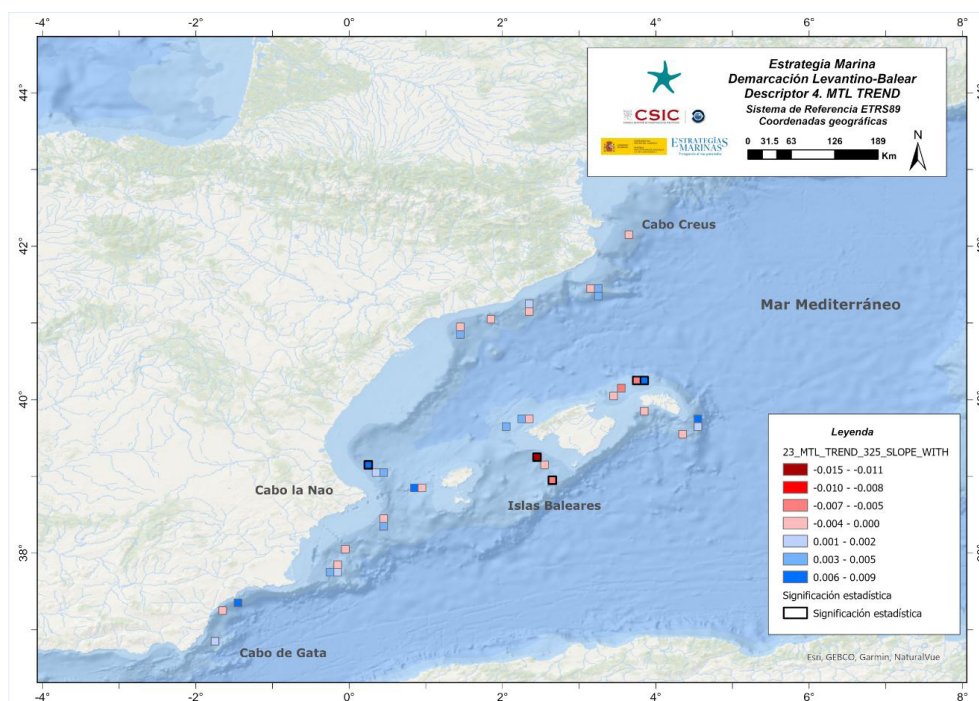


Figura 13. Talud: valores promedio del indicador por celda (arriba) y la tendencia (abajo), correspondiente al escenario para mesodepredadores y depredadores apicales (MTL3.25) con pelágicos. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.

3.1.1.2.3. Escenario MTL2 (toda la comunidad)

Tabla 17. Resultado de la evaluación de toda la comunidad en fondos sedimentarios de talud.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Grupo trófico	RT-MTL	Estado	Tendencia
Toda la comunidad	0,002		↔

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido. El indicador RT-MTL obtiene un resultado no significativo que muestra una estabilidad de su nivel trófico medio. Esta falta de tendencia significativa se interpreta como una señal de la resiliencia de las comunidades bento-demersales a lo largo de la serie histórica.

Resultados de la evaluación espacio-temporal del indicador

En el escenario que contempla a toda la comunidad destaca la uniformidad de los valores en el golfo de Rosas y cabo de Creus, así como la predominancia de valores altos en el golfo de Valencia (Figura 14). En cuanto a las tendencias, resaltar la fuerte reducción del indicador en la zona comprendida entre cabo de Palos y cabo de la Nao, así como su aumento al norte del cabo de la Nao. En el resto de la división los valores tienen una magnitud muy baja, cercana al equilibrio.

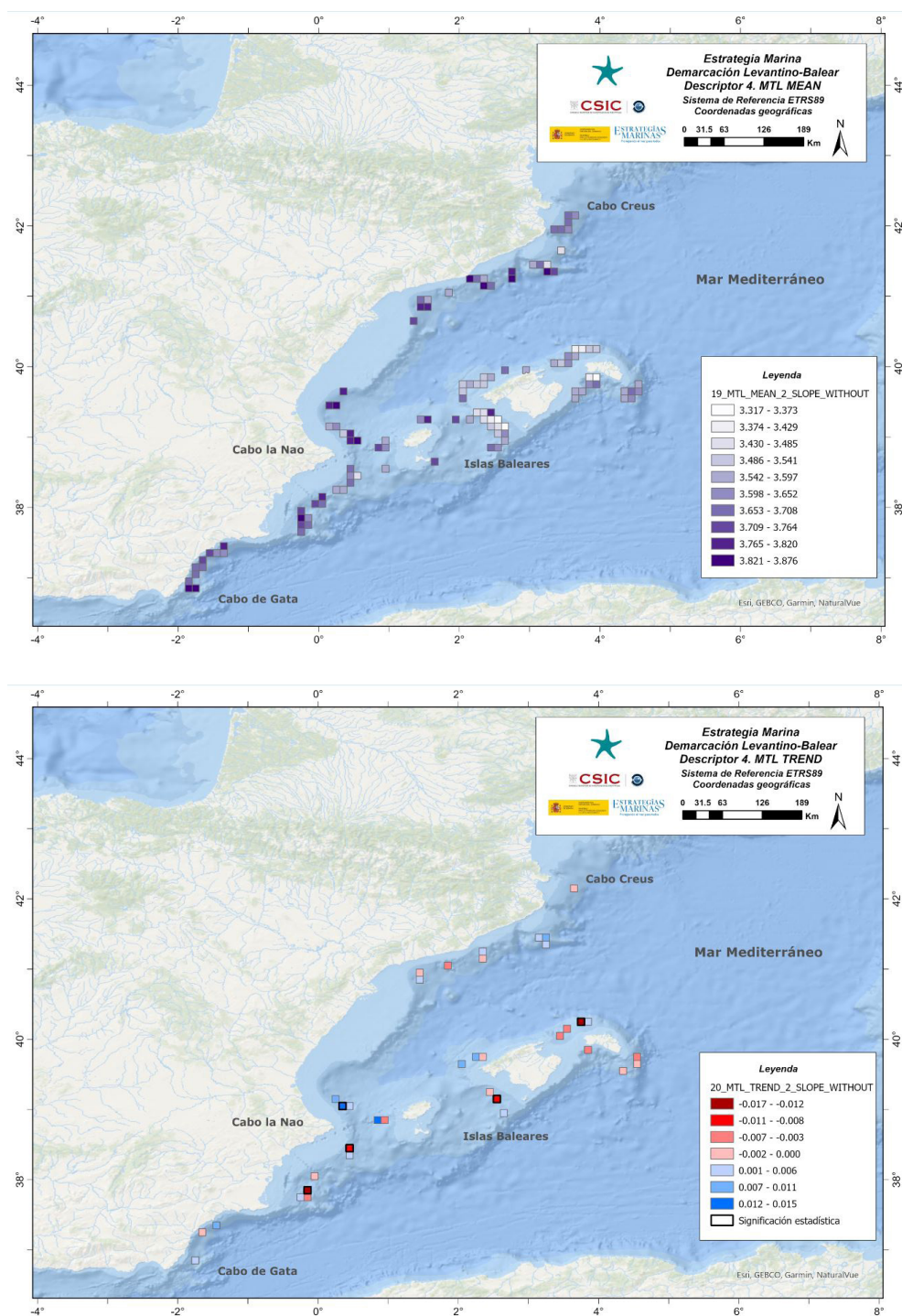


Figura 14. Talud: valores promedio del indicador por celda (arriba) y la tendencia (abajo), correspondiente al escenario que considera toda la comunidad bento-demersal (MTL2) sin pelágicos. Las celdas enmarcadas en negra representan cambios significativos de los modelos.

Cuando en el escenario anterior se incluyen además las especies pelágicas, se observa que no existen diferencias significativas entre ambos escenarios, ni para valores medios del indicador ni para sus tendencias (Figura 15).

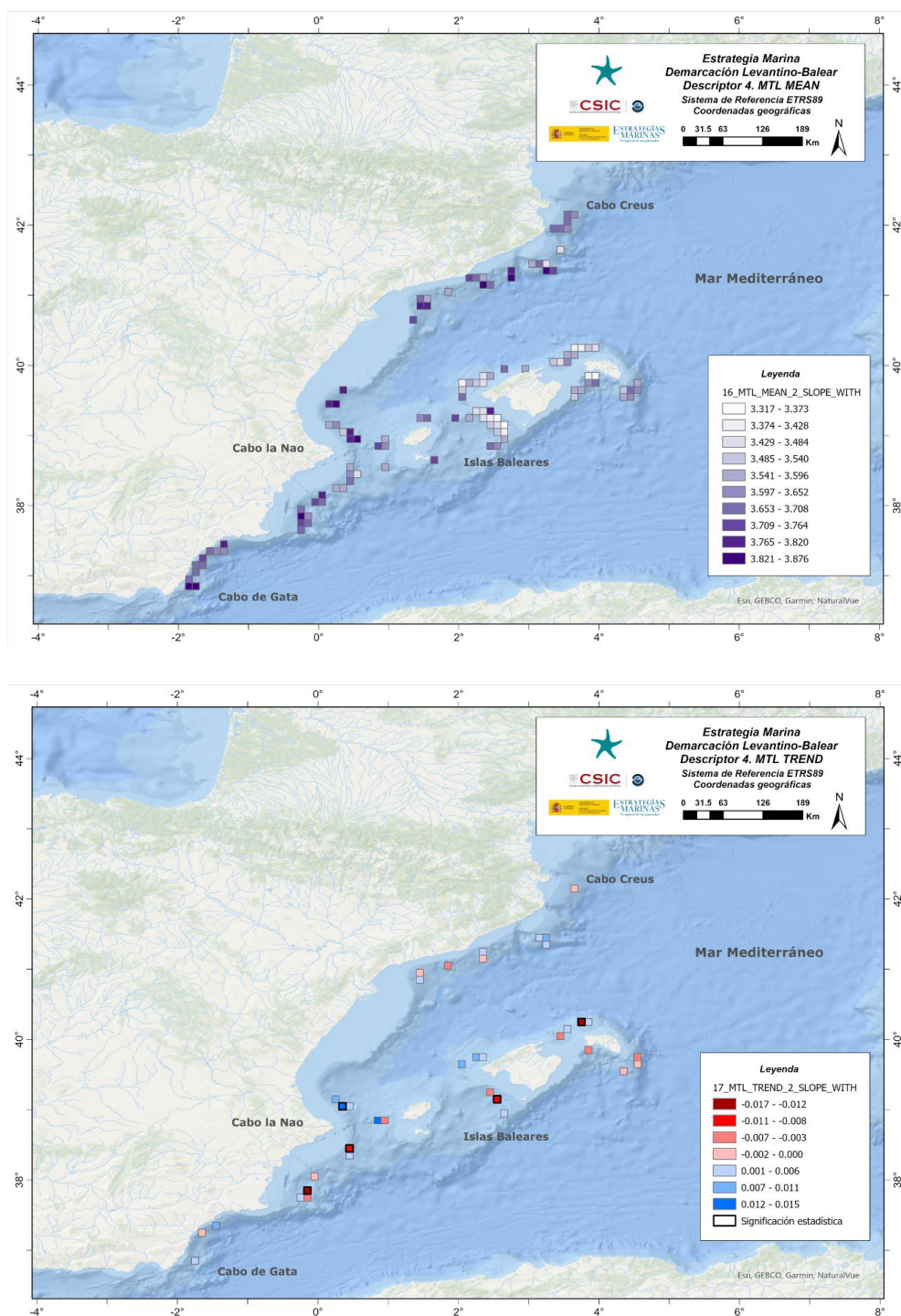


Figura 15. Talud: valores promedio del indicador por celda (arriba) y la tendencia (abajo), correspondiente al escenario que considera toda la comunidad bento-demersal (MTL2) con pelágicos. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.



3.1.2. Evaluación general a nivel de división balear – RT MTL

3.1.2.1. Evaluación para RT-MTL en plataforma

Consecución del BEA

Tabla 18. Consecución del buen estado ambiental en los sistemas de plataforma.

Proporción de valor umbral para conseguir el BEA (% de niveles tróficos en BEA)	No relevante
Proporción de niveles tróficos en BEA	No relevante
Resultado de la evaluación	Desconocido
Periodo de evaluación	2001-2021

Resultados de la evaluación del indicador

Tabla 19. Resultados de la evaluación en los fondos sedimentarios de plataforma para cada grupo trófico.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Plataforma			
Grupo trófico	RT-MTL	Estado	Tendencia
Depredadores apicales	-0,008***	■	↘
Mesodepredadores & depredadores apicales	-0,002***	■	↘
Toda la comunidad	-0,001	■	↔

Los resultados de la evaluación del indicador RT-MTL se muestran en la Figura 16, con un gráfico por escenario analizado. Además, en la Tabla 20 se muestran los valores del cambio del indicador para estos mismos escenarios, obtenidos a partir de la pendiente de la función de regresión lineal multiplicada por el número total de años de la serie histórica.

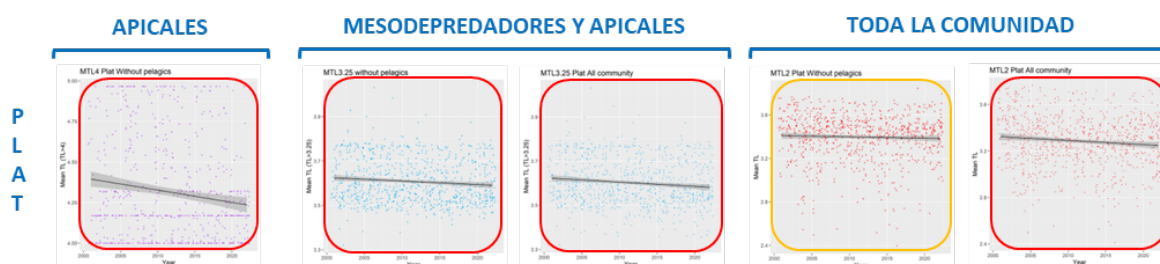


Figura 16. Tendencias temporales de los niveles tróficos promedio en función de los escenarios batimétricos y ecológicos. Marco rojo= tendencias negativas, marco naranja = no hay tendencia significativa, marco verde = tendencias positivas.



Tabla 20. Resumen de la evaluación del indicador en los diferentes escenarios.

División balear	Sin pelágicos	Con pelágicos
Depredadores apicales	-0,008***	
Mesodepredadores & depredadores apicales	-0,002***	-0,002***
Toda la comunidad	-0,001	-0,004***
Valor p del test de significancia estadística *: p<0,05; **: p<0,01; ***: p<0,001		

En esta división los resultados para los ecosistemas bento-demersales de plataforma revelan una ligera degradación de los depredadores apicales y del escenario que además de los depredadores apicales incluye a los mesodepredadores, tanto cuando no se consideran los pelágicos como cuando se consideran. Destaca así el escenario de toda la comunidad sin pelágicos porque es el único donde no se registra un valor significativo y se considera una señal de la resiliencia de las comunidades bento-demersales estudiadas a lo largo de la serie histórica.

3.1.2.1.1. Escenario MTL4 (depredadores apicales)

Tabla 21. Resultados de la evaluación de depredadores apicales en fondos sedimentarios de plataforma.

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

Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Grupo trófico	RT-MTL	Estado	Tendencia
Depredadores apicales	-0,008***	 	↘

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido. El indicador RT-MTL obtiene un resultado significativo y que muestra un deterioro de baja magnitud de su nivel trófico medio. Esta tendencia negativa indica que, a lo largo de las dos décadas analizadas, las comunidades bento-demersales han experimentado una leve caída en su nivel trófico medio como consecuencia de la actividad pesquera.

Resultados de la evaluación espacio-temporal del indicador

En la división balear se registran los valores extremos, tanto mínimos como máximos, de toda la demarcación. En el mapa se pueden observar los valores máximos en la zona noroeste de Mallorca, las proximidades al Parque Nacional de Cabrera y en el canal de Menorca (Lugar de Interés Comunitario). Los valores mínimos de MTL se encuentran en el levante y sur de Mallorca. Las tendencias, por su parte, muestran un claro descenso del MTL para toda la división, especialmente en el canal de Menorca y norte de Menorca (Figura 17).

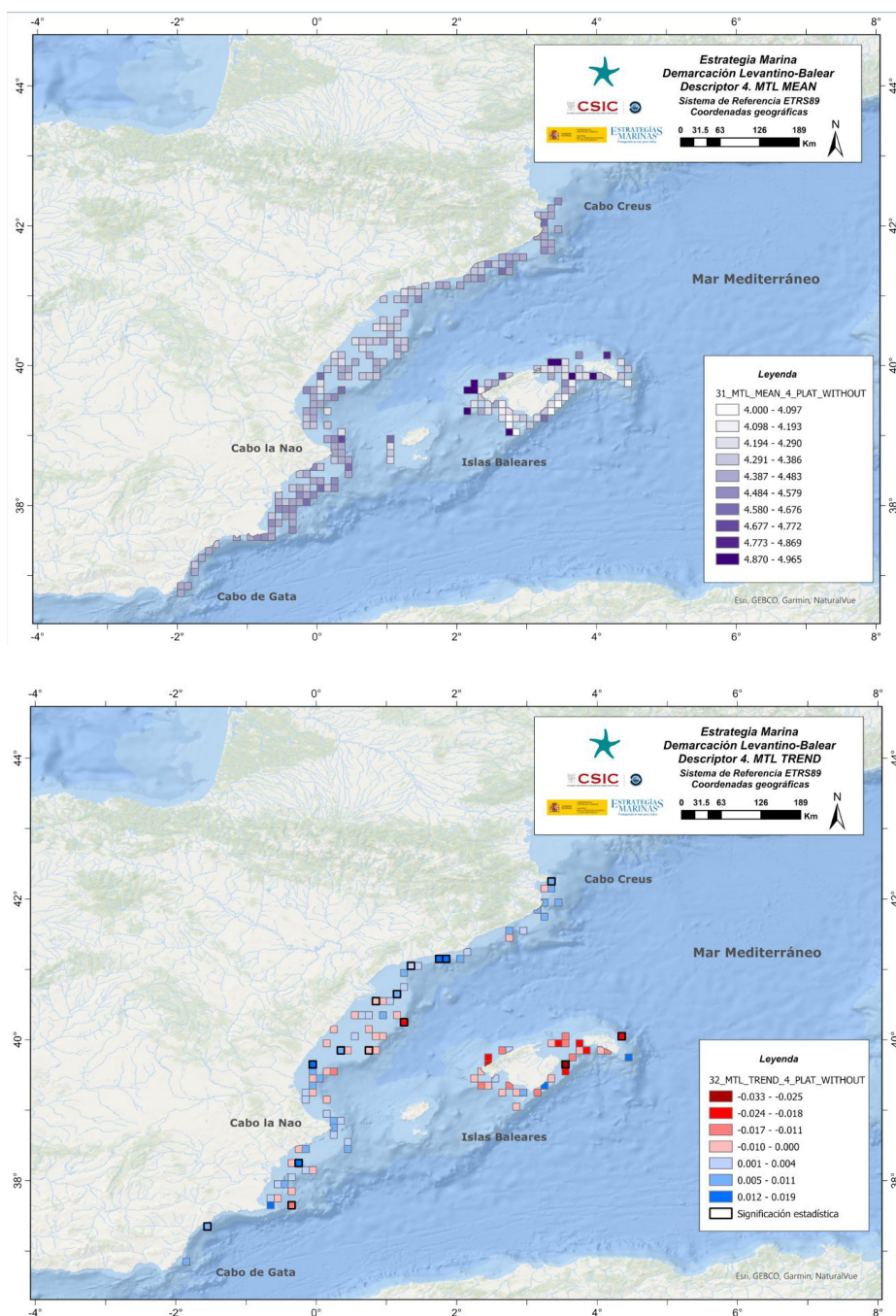


Figura 17. Plataforma: valores promedio del indicador por celda (arriba) y la tendencia (abajo), correspondiente al escenario depredadores apicales (MTL4) sin pelágicos. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.

Con respecto al escenario con especies pelágicas, éste no se considera dado que el arte utilizado en las campañas oceanográficas no captura especies pelágicas de TL superior o igual a 4.



3.1.2.1.2. Escenario MTL3.25 (mesodepredadores y depredadores apicales)

Tabla 22. Resultado de la evaluación de mesodepredadores y depredadores apicales en fondos sedimentarios de plataforma.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

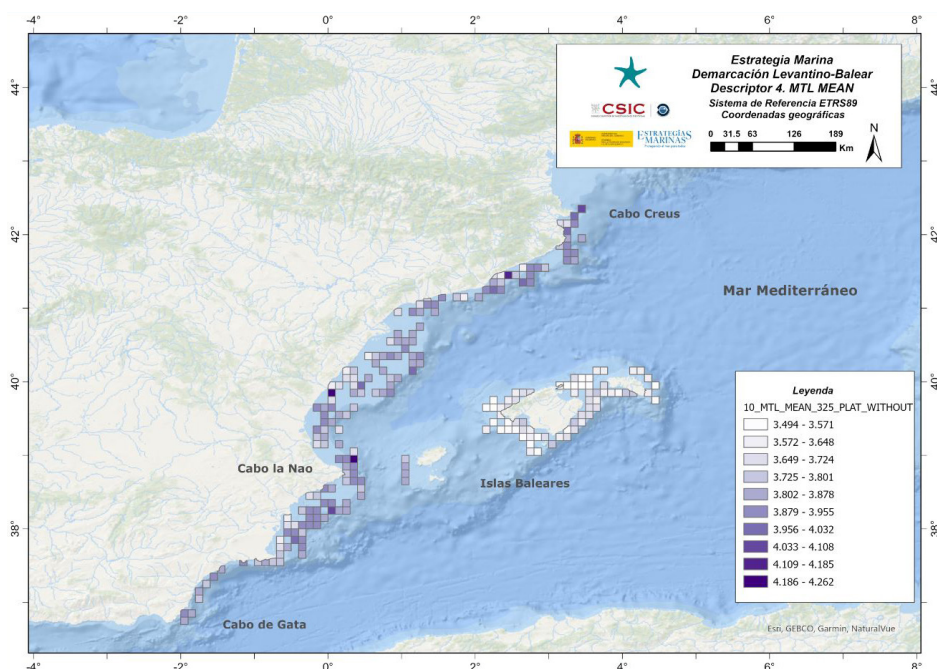
Grupo trófico	RT-MTL	Estado	Tendencia
Mesodepredadores y depredadores apicales	-0,002***	■	↘

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido. El indicador RT-MTL obtiene un resultado significativo y que muestra un deterioro de baja magnitud de su nivel trófico medio. Esta tendencia negativa indica que a lo largo de las dos décadas analizadas las comunidades bento-demersales han experimentado una leve caída en su nivel trófico medio como consecuencia de la actividad pesquera.

Resultados de la evaluación espacio-temporal del indicador

En este escenario, que añade los mesodepredadores al escenario anterior (sin especies pelágicas), se registra una disminución significativa del indicador MTL que además es generalizada para todo el archipiélago. Es asimismo reseñable que para toda la división balear se obtienen los valores más bajos de toda la demarcación levantino-balear. Las tendencias, por su parte, informan de una disminución significativa en el LIC canal de Menorca y oeste de Mallorca, pero una recuperación significativa en el norte de Menorca (Figura 18).



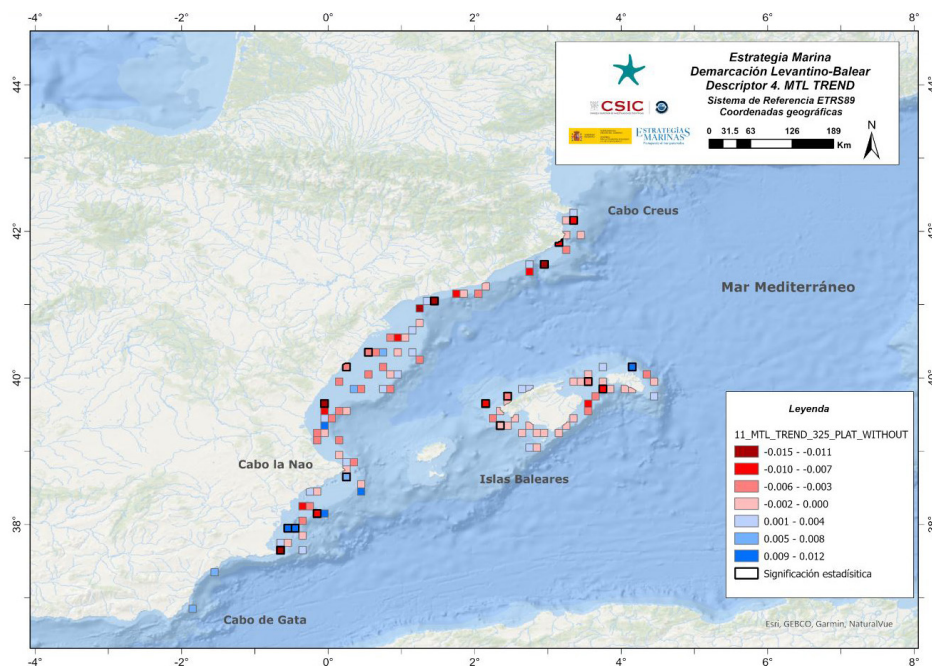
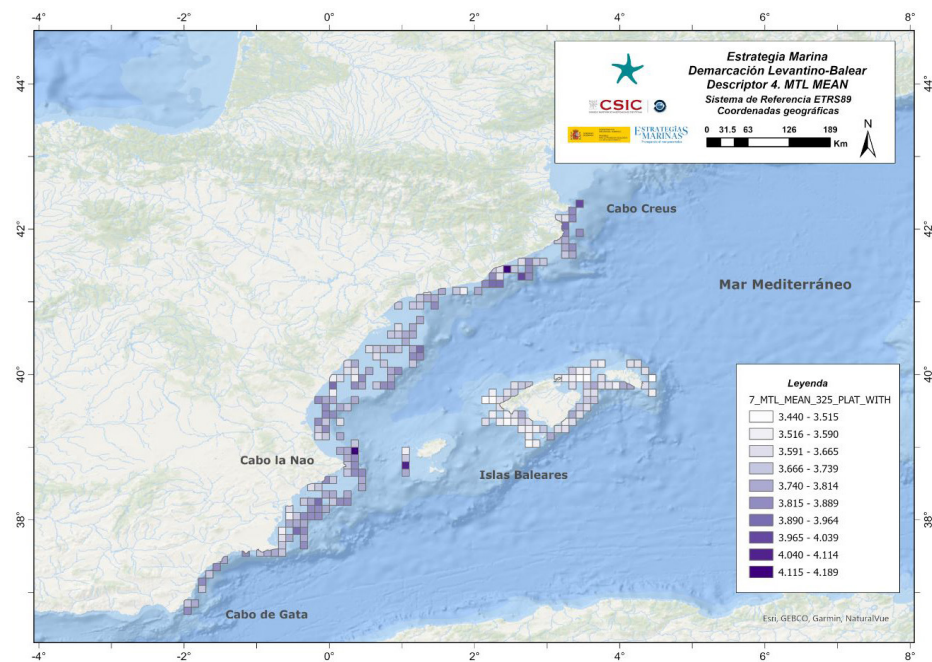


Figura 18. Plataforma: valores promedio del indicador por celda (arriba) y la tendencia (abajo), correspondiente al escenario mesodepredadores y depredadores apicales (MTL3.25) sin pelágicos. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.

Al introducir las especies pelágicas se observa un ligero descenso en el rango de valores del indicador, sin embargo, en su patrón espacial no se registran diferencias relevantes, siendo el archipiélago la división con valores inferiores y sin grandes diferencias a lo largo del mismo (Figura 19). Al considerar las tendencias, al igual que en el escenario anterior, existe una disminución significativa en el LIC canal de Menorca y oeste de Mallorca, pero una recuperación significativa en el norte de Menorca.



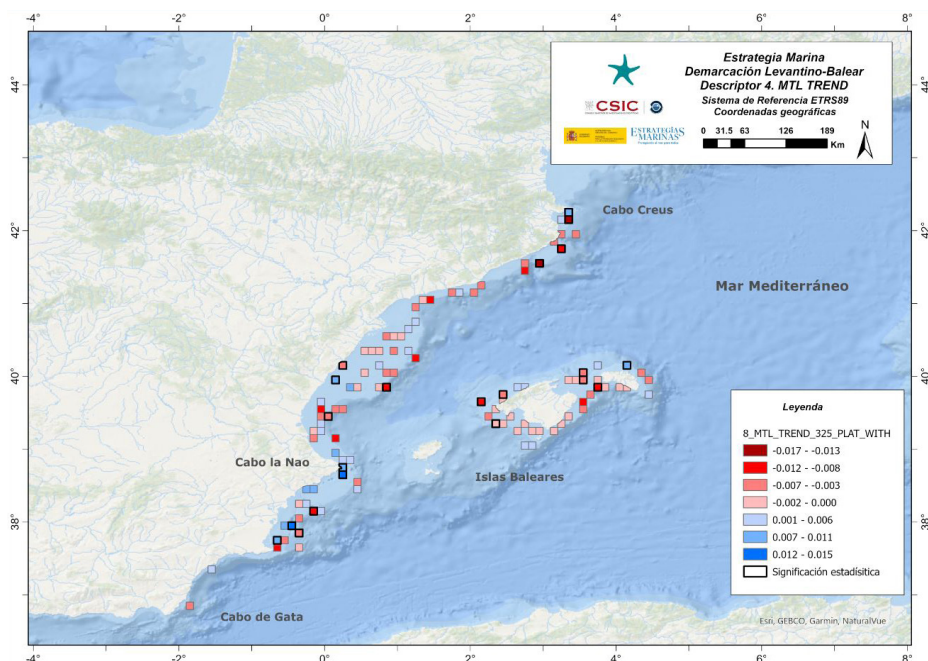


Figura 19. Plataforma: valores promedio del indicador por celda (arriba) y la tendencia (abajo), correspondiente al escenario mesodepredadores y depredadores apicales (MTL3.25) con pelágicos. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.

3.1.2.1.3. Escenario MTL2 (toda la comunidad)

Tabla 23. Resultado de la evaluación de toda la comunidad en fondos sedimentarios de plataforma.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: $\leftrightarrow$ Estable; $\nearrow$ Mejora; $\searrow$ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Grupo trófico	RT-MTL	Estado	Tendencia
Toda la comunidad	-0,001	 	$\leftrightarrow$

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido. El indicador RT-MTL obtiene un resultado no significativo que muestra una estabilidad de su nivel trófico medio. Esta falta de tendencia significativa se interpreta como una señal de la resiliencia de las comunidades bento-demersales a lo largo de la serie histórica.

Resultados de la evaluación espacio-temporal del indicador

En el escenario que incluye a toda la comunidad bento-demersal, el indicador registra en la división balear los mínimos de toda la demarcación, aunque no tan marcados como en los escenarios anteriores. Además, sigue sin identificarse un patrón claro al igual que con los escenarios MTL3.25 (Figura 20). En las tendencias, sin embargo, se observa un descenso significativo en el LIC canal de Menorca y recuperación significativa en sur y costa norte de Mallorca y norte de Menorca.

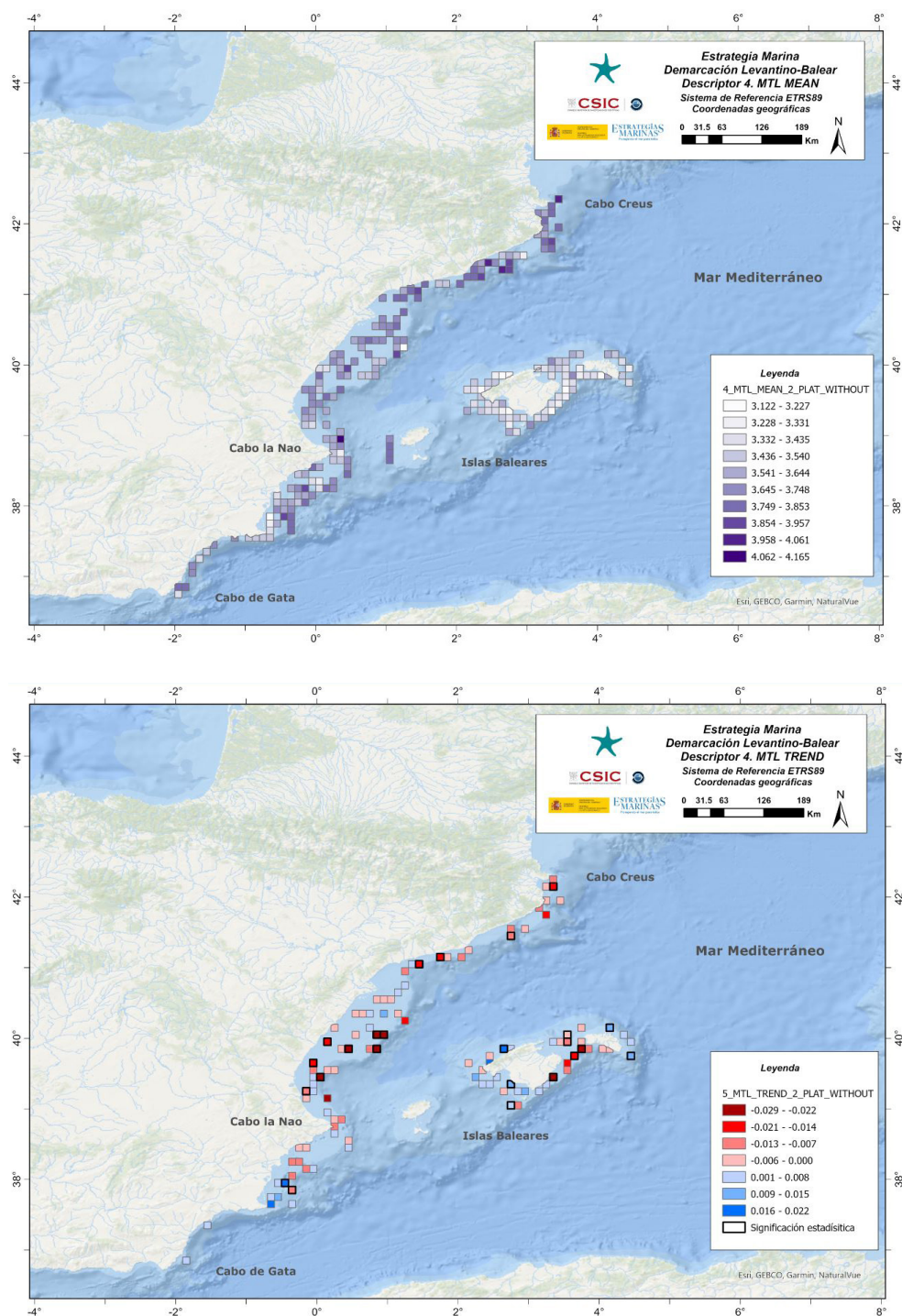


Figura 20. Plataforma: valores promedio del indicador por celda (arriba) y la tendencia (abajo), correspondiente al escenario toda la comunidad (MTL2) sin pelágicos. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.

En este escenario, que incluye a toda la comunidad bento-demersal junto con las especies pelágicas, vuelve a evidenciarse el predominio de los valores inferiores del indicador sin ningún patrón espacial nítido, con la excepción del entorno de las Pitiusas donde se registran los valores máximos para toda la división (Figura 21). Las tendencias muestran un claro declive del indicador, muy significativo en la zona oeste de Mallorca y el norte del LIC Canal de Menorca. Por otra parte, también se observan tendencias positivas en el noroeste de Mallorca (Sóller) y en el levante de Menorca (Mahón).

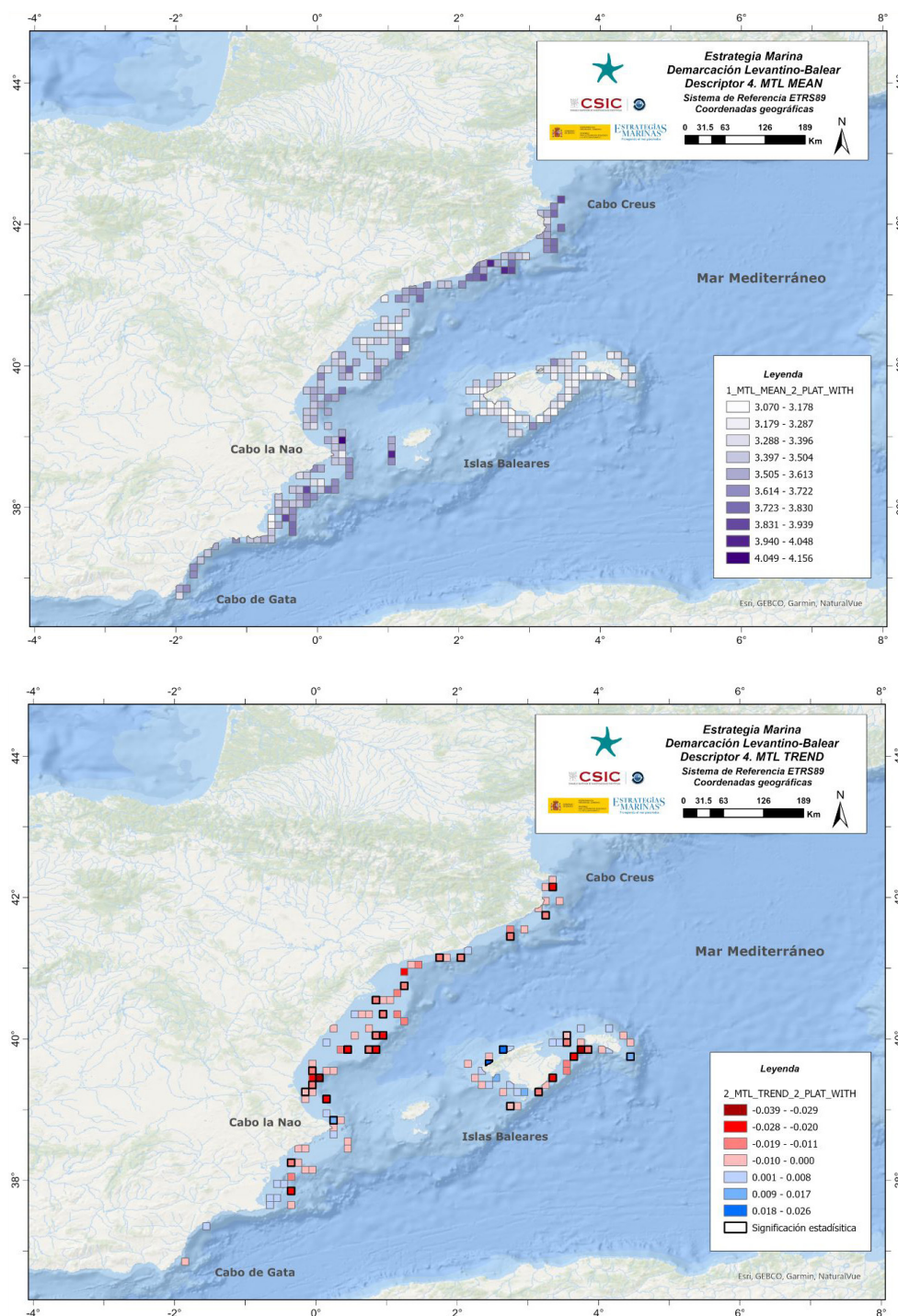


Figura 21. Plataforma: valores promedio del indicador por celda (arriba) y la tendencia (abajo), correspondiente al escenario que considera toda la comunidad bento-demersal (MTL2) con pelágicos. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.



3.1.2.2. Evaluación para RT-MTL en talud

Consecución del BEA

Tabla 24. Consecución del buen estado ambiental en los sistemas de talud.

Proporción de valor umbral para conseguir el BEA (% de niveles tróficos en BEA)	No relevante
Proporción de niveles tróficos en BEA	No relevante
Resultado de la evaluación	Desconocido
Periodo de evaluación	2001-2021

Descripción del estado

Tabla 25. Resultados de la evaluación en los fondos sedimentarios de talud para cada grupo trófico.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Talud			
Grupo trófico	RT-MTL	Estado	Tendencia
Depredadores apicales	0,001	■	↔
Mesodepredadores & depredadores apicales	-0,001	■	↔
Toda la comunidad	0,000	■	↔

Resultados de la evaluación del indicador

Los resultados de la evaluación del RT-MTL se muestran en la Figura 22, con un gráfico por escenario analizado. Además, en la Tabla 26 se muestran los valores del cambio del indicador para los mismos escenarios, obtenidos a partir de la pendiente de la función de regresión lineal multiplicada por el número total de años de la serie histórica.

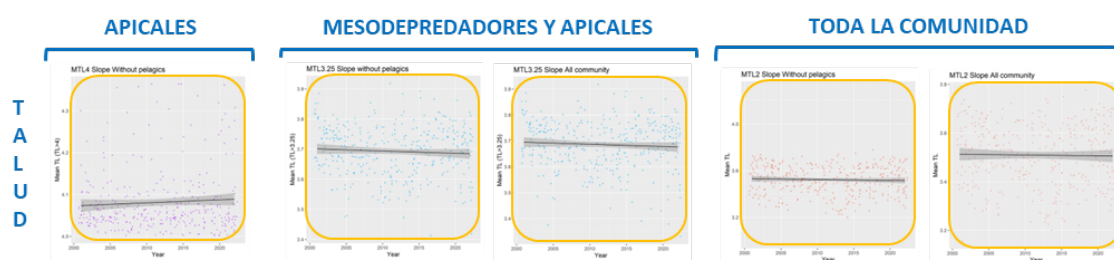


Figura 22. Tendencias temporales de los niveles tróficos promedio en función de los escenarios batimétricos y ecológicos. Marco rojo= tendencias negativas, marco naranja = no hay tendencia significativa, marco verde = tendencias positivas.



Tabla 26. Resumen de la evaluación del indicador en los diferentes escenarios.

División balear	Sin pelágicos	Con pelágicos
Depredadores apicales	0,001	
Mesodepredadores & depredadores apicales	-0,001	-0,001
Toda la comunidad	0,000	0,000
Valor p del test de significancia estadística *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$		

En esta división los resultados para los ecosistemas bento-demersales de talud no muestran tendencias claras ni significativas en ninguno de los escenarios.

3.1.2.2.1. Escenario MTL4 (depredadores apicales)

Tabla 27. Resultados de la evaluación de depredadores apicales en fondos sedimentarios de sistemas de talud.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado.
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Grupo trófico	RT-MTL	Estado	Tendencia
Depredadores apicales	0,001	■	↔

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido. El indicador RT-MTL obtiene un resultado no significativo que muestra una estabilidad de su nivel trófico medio. Esta falta de tendencia significativa se interpreta como una señal de la resiliencia de las comunidades bento-demersales a lo largo de la serie histórica.

Resultados de la evaluación espacio-temporal del indicador

El escenario del indicador para los depredadores apicales bento-demersales muestra valores más altos en las islas Pitiusas (Ibiza-Formentera) con respecto a los de las islas Gimnesias (Mallorca-Menorca), y en estas últimas, además, se obtienen los valores de MTL más bajos de toda la demarcación, excepto en la zona de Cabrera (Figura 23). En el mapa de tendencias se observan retrocesos del indicador, aunque su magnitud es relativamente pequeña. En el mismo escenario, pero con pelágicos no hay cambios por la ausencia de especies pelágicas de MTL superior a 4 en las capturas de las campañas oceanográficas demersales.

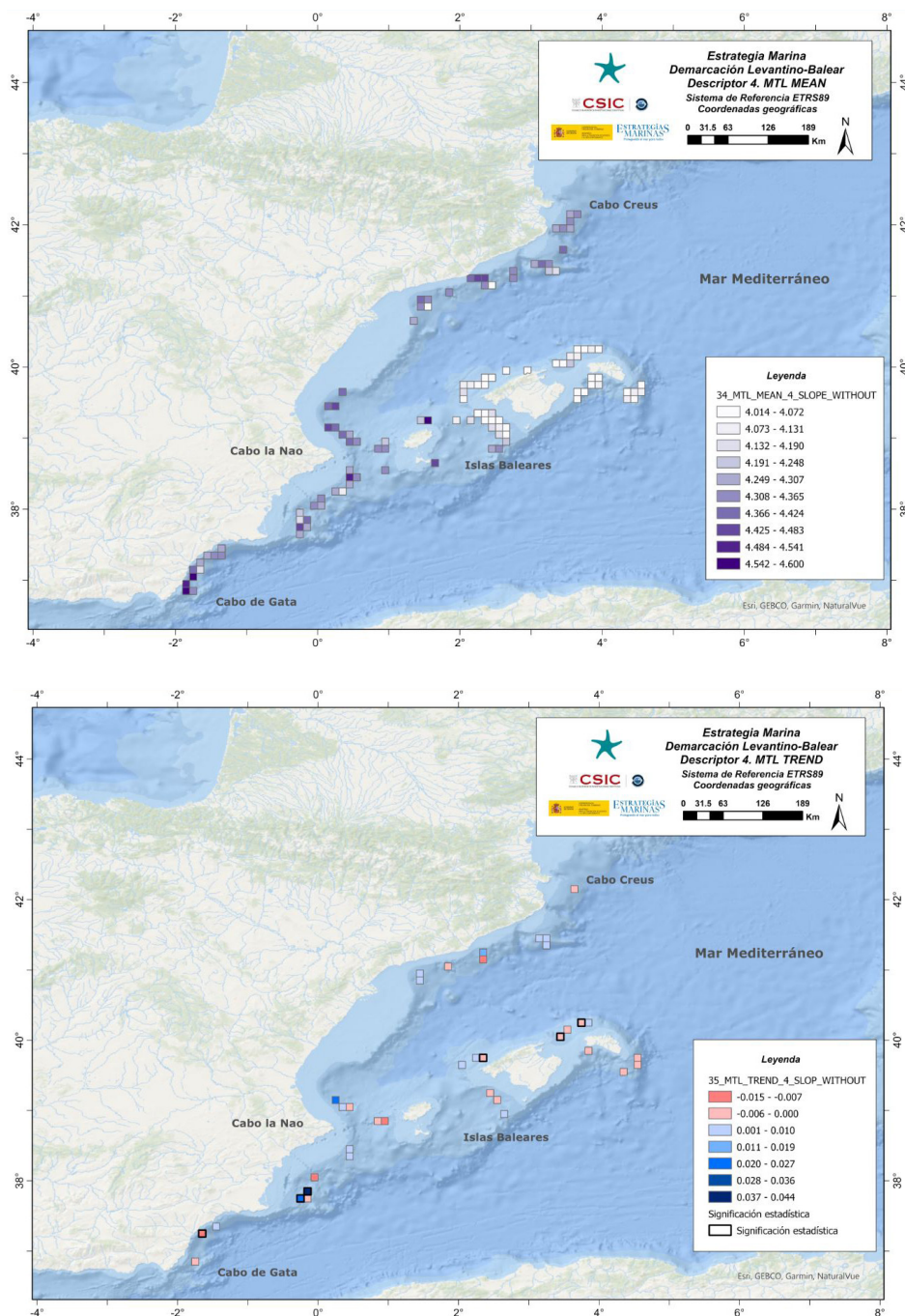


Figura 23. Talud: valores promedio del indicador por celda (arriba) y la tendencia (abajo), correspondiente al escenario depredadores apicales (MTL4) sin pelágicos. Las celdas enmarcadas en negra representan cambios significativos de los modelos.

Con respecto al escenario con especies pelágicas, éste no se considera dado que el arte utilizado en las campañas oceanográficas no captura especies pelágicas de TL superior a 4.



3.1.2.2.2. Escenario MTL3.25 (mesodepredadores y depredadores apicales)

Tabla 28. Resultado de la evaluación de mesodepredadores y depredadores apicales fondos sedimentarios de talud

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

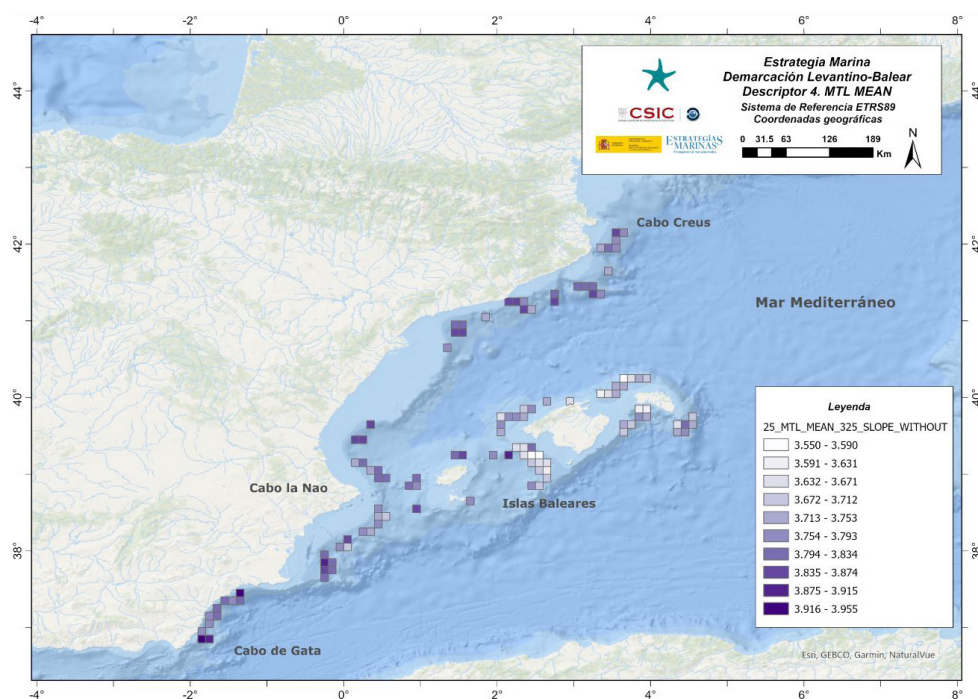
Grupo trófico	RT-MTL	Estado	Tendencia
Mesodepredadores y depredadores apicales	-0,001	 	↔

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido. El indicador RT-MTL obtiene un resultado no significativo que muestra una estabilidad de su nivel trófico medio. Esta falta de tendencia significativa se interpreta como una señal de la resiliencia de las comunidades bento-demersales a lo largo de la serie histórica.

Resultados de la evaluación espacio-temporal del indicador

Cuando se incorporan los mesodepredadores a los depredadores apicales bento-demersales se observan de nuevo los valores mínimos en la división balear, concretamente al sur de Mallorca, norte y sur del canal de Menorca (Figura 24). Por otra parte, en las islas Pitiusas los valores medios son similares a los de la división levantina. Las tendencias muestran un ligero, aunque significativo descenso de los valores, en la zona sur de Mallorca.



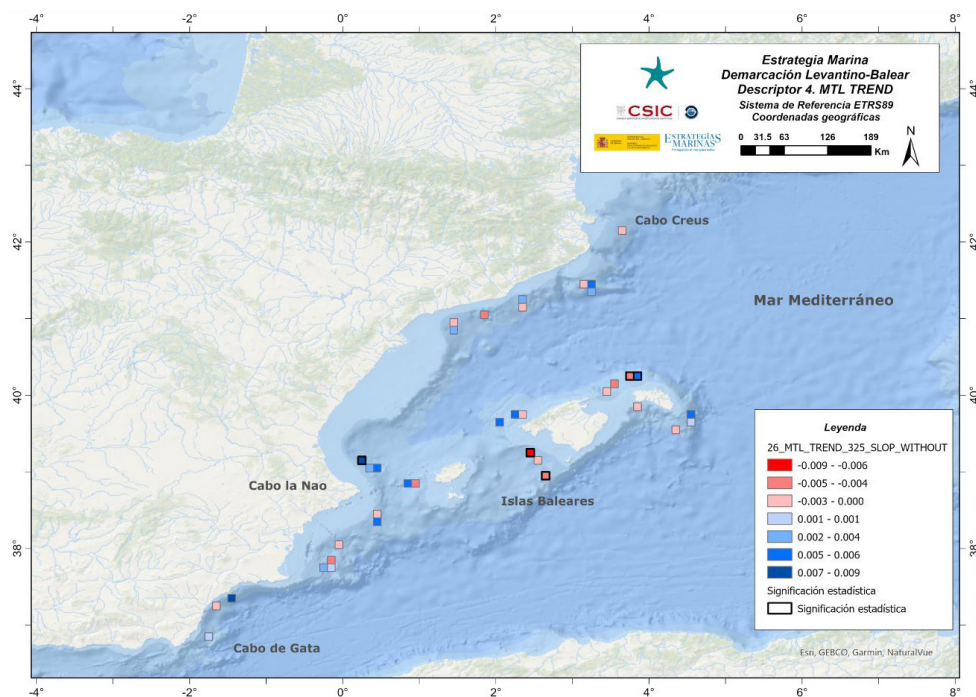
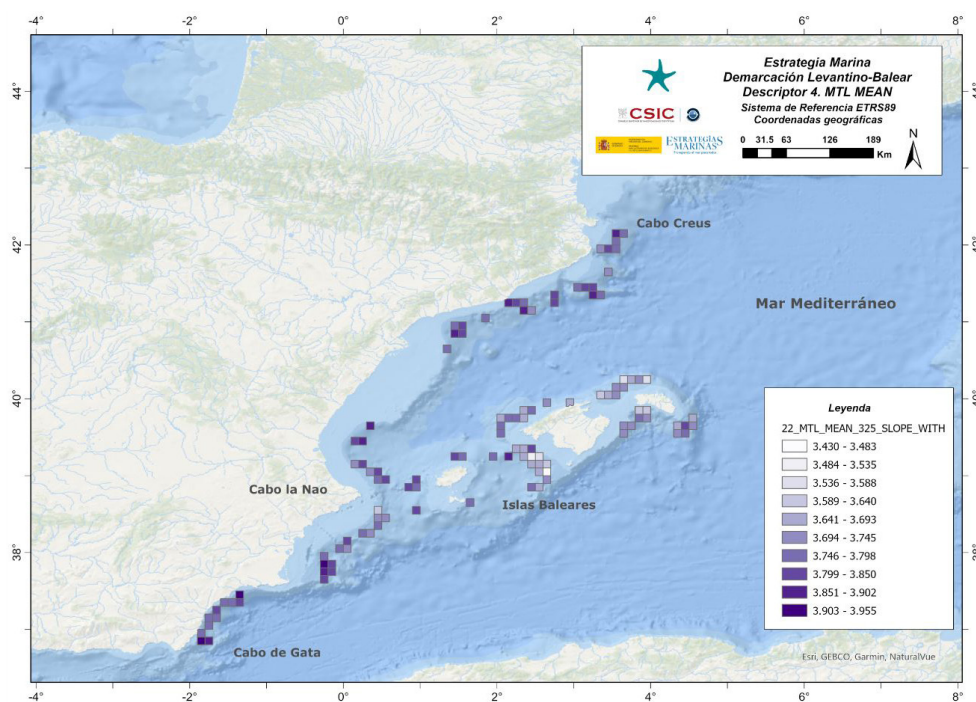


Figura 24. Talud: valores promedio del indicador por celda (arriba) y la tendencia (abajo), correspondiente al escenario para mesodepredadores y depredadores apicales (MTL3.25) sin pelágicos. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.

Al integrar las especies pelágicas en el cálculo del indicador MTL3.25, los resultados no sufren variaciones significativas ya que la mejora en la coloración de las celdas corresponde con el ligero descenso del rango de valores obtenidos (Figura 25). Las tendencias, como en el escenario anterior, revelan la degradación significativa del MTL en la zona del sur de Mallorca y la mejora en norte de la isla de Menorca.



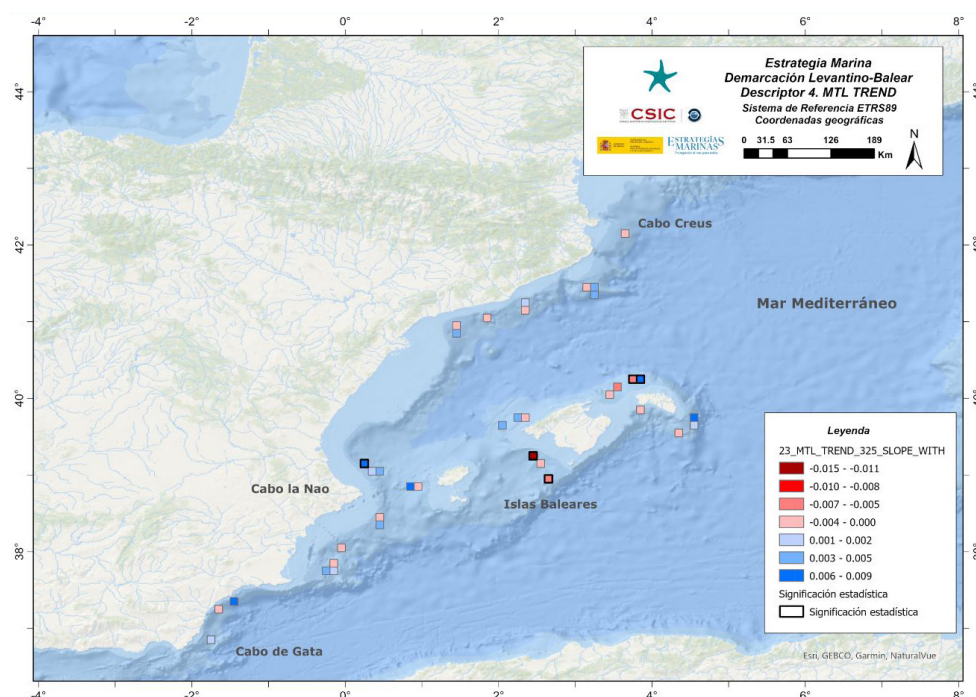


Figura 25. Talud: valores promedio del indicador por celda (arriba) y la tendencia (abajo), correspondiente al escenario para mesodepredadores y depredadores apicales (MTL3.25) con pelágicos. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.

3.1.2.2.3. Escenario MTL2 (toda la comunidad)

Tabla 29. Resultado de la evaluación de toda la comunidad en fondos sedimentarios de talud.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Grupo trófico	RT-MTL	Estado	Tendencia
Toda la comunidad	0,002		↔

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido. El indicador RT-MTL obtiene un resultado no significativo que muestra una estabilidad de su nivel trófico medio. Esta falta de tendencia significativa se interpreta como una señal de la resiliencia de las comunidades bento-demersales a lo largo de la serie histórica.

Resultados de la evaluación espacio-temporal del indicador

Cuando se evalúa toda la comunidad bento-demersal (sin especies pelágicas), de nuevo destaca la mayor presencia de los valores más bajos en esta división con respecto a la peninsular (Figura 26). El mapa de tendencias, por su parte, ilustra una disminución del indicador en el sur de Mallorca y norte de Menorca, en la línea de los escenarios anteriores.

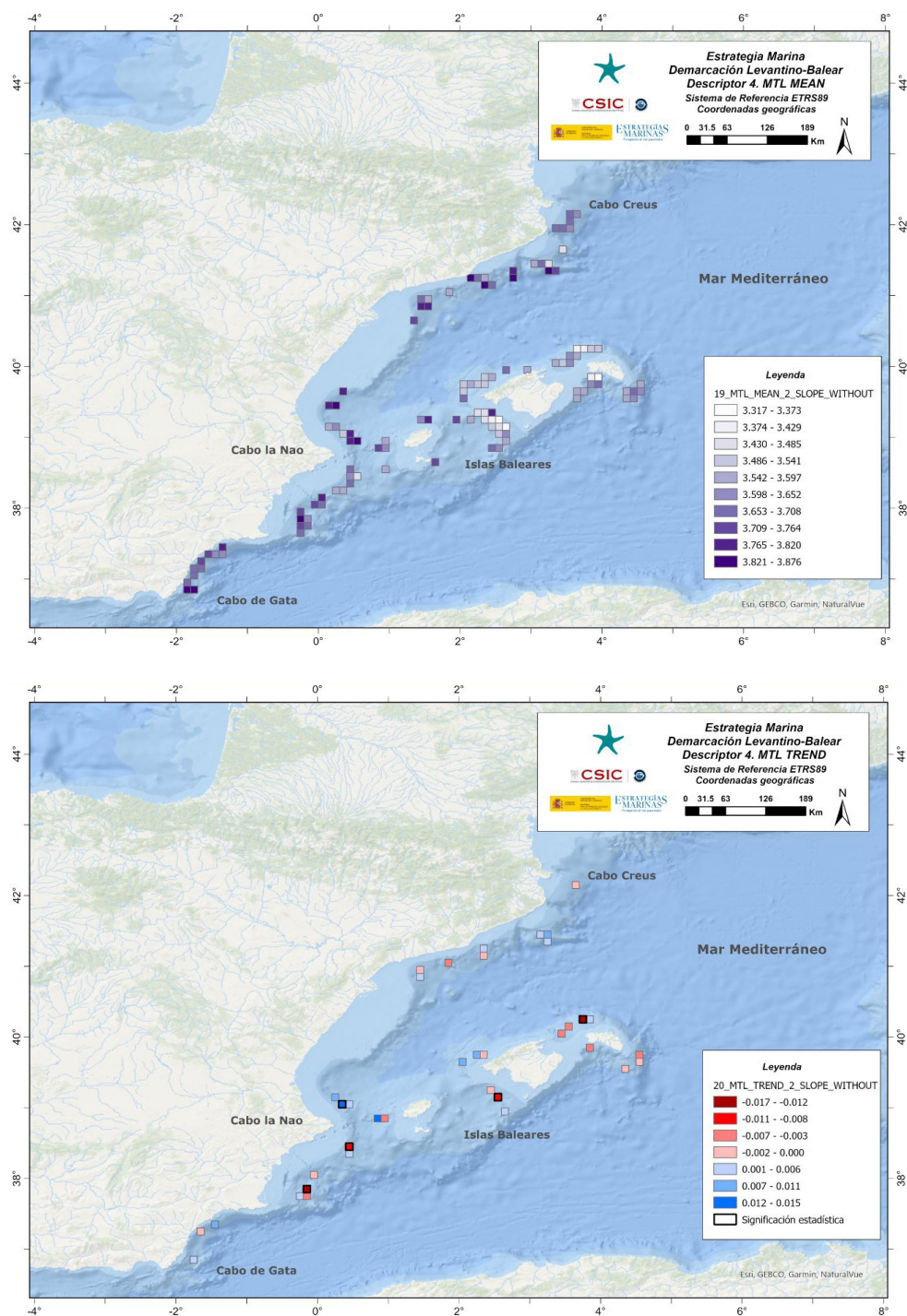


Figura 26. Talud: valores promedio del indicador por celda (arriba) y la tendencia (abajo), correspondiente al escenario que considera toda la comunidad bento-demersal (MTL2) sin pelágicos. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.

Al considerar a las especies pelágicas en el escenario de toda la comunidad, no se observan variaciones respecto al escenario anterior. La división balear presenta los valores más bajos de MTL. Espacialmente, se observan valores mayores de MTL en las islas Pitiusas y en el sur de Mallorca (Cabrera) y Menorca (Mahón) (Figura 27). Las tendencias por su parte muestran una degradación significativa en el sur de Mallorca y norte de Menorca.

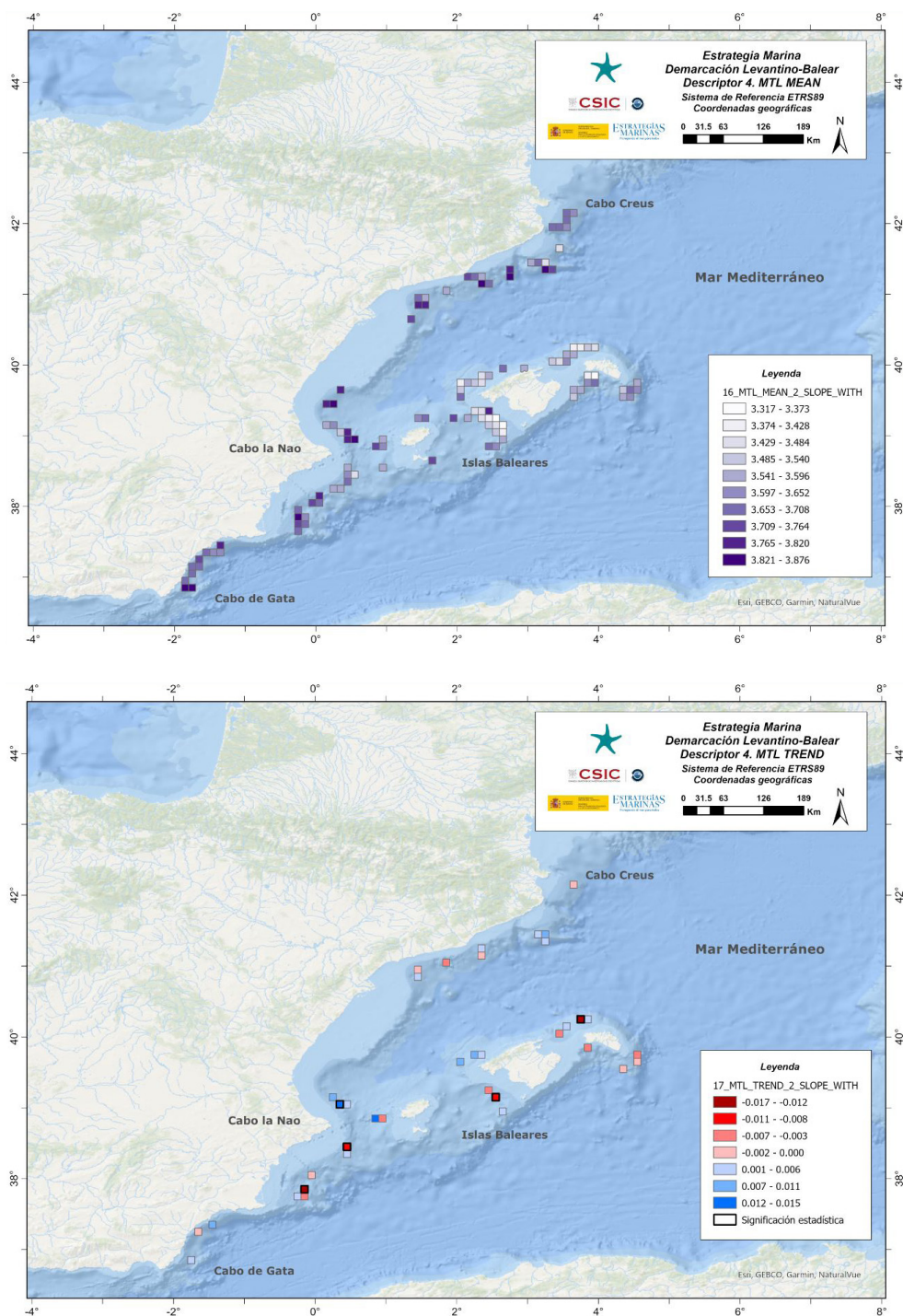


Figura 27. Talud: valores promedio del indicador por celda (arriba) y la tendencia (abajo), correspondiente al escenario que considera toda la comunidad bento-demersal (MTL2) con pelágicos. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.



3.2. Conclusiones del indicador RT-MTL

El resumen de los resultados de la evaluación del indicador para la división levantina en todos los escenarios batimétricos y ecológicos de la aproximación espacio-temporal se puede ver en la Tabla 30 y Tabla 31.

Los resultados muestran tendencias contrapuestas en la demarcación levantino-balear donde la elevada singularidad que otorgan las condiciones oceanográficas y geomorfológicas de las islas, unido a la menor presión pesquera que sufren sus caladeros, provoca que en ocasiones se den resultados contrapuestos entre la zona continental y la insular de dicha demarcación.

En la división levantina se aprecia una señal de recuperación de los depredadores apicales, aunque no de forma uniforme. En el caso del talud, los datos existentes y los resultados de la evaluación no son concluyentes. Es necesario considerar una serie histórica más larga y probablemente incrementar el esfuerzo muestral en este estrato de profundidad.

Los resultados obtenidos en las comunidades de plataforma de la división balear indican una señal de alarma en los depredadores apicales y mesodepredadores con tendencias negativas significativas en casi todos los escenarios. En el caso del talud, los resultados sin embargo no son concluyentes, aunque indican cierta estabilidad y resiliencia. Al igual que en la división levantina es necesaria una serie histórica más larga e incrementar el esfuerzo muestral en este estrato de profundidad.

El uso de valores de nivel trófico a escala sub-regional proporciona una mejor visión de la estructura comunitaria dentro de la región de estudio, mejorando la precisión y robustez de estas evaluaciones. Además, utilizando el enfoque espacio-temporal, el indicador RT-MTL proporciona información complementaria de la evolución del indicador reforzando la señal de la red trófica a menor escala. En general, examinar la comunidad en su conjunto (con y sin especies pelágicas), así como el análisis considerando los diferentes niveles tróficos (depredadores apicales y mesodepredadores), permite detectar cambios en la estructura de la red trófica.



Tabla 30. Resumen de la evaluación del indicador con los resultados más relevantes de la aproximación espacio-temporal.

DIVISIÓN LEVANTINA					
Caract.	Escen.	Cambio MTL	Tend.	Patrón espacial	Zonas de interés
Plataforma	MTL4 SIN PELÁGICOS	0,002***	SEÑAL DE MEJORA	Valores medios Distribución heterogénea Predominio de valores medios	Golfo de Rosas: valores elevados Cabo de Palos-Cabo de la Nao: valores elevados
				Tendencias Distribución heterogénea Recuperación significativa	Costa Cataluña: recuperación significativa Cabo de la Nao: recuperación Cabo de Gata-Cabo de Palos: recuperación
	MTL3.25 SIN PELÁGICOS	0,000	RESILIENTE	Valores medios Distribución heterogénea Destacan valores elevados localmente	Costa de Gerona: valores elevados Cabo de Palos-Cabo de la Nao: valores elevados
				Tendencias Predominio degradación Destacan valores recuperación significativa	Costa de Cataluña: degradación generalizada Cabo de Gata-Cabo de Palos: recuperación
	MTL3.25 CON PELÁGICOS	-0,001	RESILIENTE	Valores medios Distribución heterogénea Destacan valores elevados localmente	Golfo de Rosas: valores elevados Cabo de Palos-Cabo de la Nao: valores elevados
				Tendencias Distribución heterogénea Destacan valores recuperación significativa	Costa de Cataluña: degradación significativa Cabo de la Nao: recuperación
	MTL2 SIN PELÁGICOS	-0,005***	SEÑAL ALARMA	Valores medios Distribución heterogénea	Costa de Gerona: valores elevados Mar Menor: valores bajos
				Tendencias Degradación significativa generalizada Recuperación local	Golfo de Valencia: degradación significativa Cabo de Gata-Cabo de Palos: recuperación
	MTL2 CON PELÁGICOS	-0,009***	SEÑAL DE ALARMA	Valores medios Distribución heterogénea	Delta Llobregat-Cabo de Creus: valores elevados
				Tendencias Degradación significativa generalizada Recuperación local	Golfo de Valencia: degradación significativa Mar Menor: ligera recuperación



DIVISIÓN LEVANTINA					
Caract.	Escen.	Cambio MTL	Tend.	Patrón espacial	Zonas de interés
Talud	MTL4 SIN PELÁGICOS	0,000	RESILIENTE	Valores medios Distribución heterogénea Destacan valores elevados localmente	Cabo de Gata: valores máximos
				Tendencias Distribución heterogénea	Mar Menor: recuperación Cabo de Gata: degradación
	MTL3.25 SIN PELÁGICOS	0,000	RESILIENTE	Valores medios Distribución heterogénea Abundan valores elevados	Cabo de la Nao: valores bajos al sureste
				Tendencias Distribución heterogénea	Golfo de Valencia: recuperación Cabo de Creus: degradación
	MTL3.25 CON PELÁGICOS	0,000	RESILIENTE	Valores medios Abundancia valores elevados	No se observan
				Tendencias Distribución heterogénea	Golfo de Valencia meridional:significativa recuperación
	MTL2 SIN PELÁGICOS	0,002	RESILIENTE	Valores medios Abundancia valores elevados	No se observan
				Tendencias Generalizada ligera recuperación Destacan valores degradación significativa	Cabo de Palos-Cabo de la Nao: degradación
	MTL2 CON PELÁGICOS	0,002	RESILIENTE	Valores medios Abundancia valores elevados	No se observan
				Tendencias Generalizada ligera recuperación Destacan valores degradación significativa	Cabo de Palos-Cabo de la Nao: degradación



Tabla 31. Resumen de la evaluación del indicador con los resultados más relevantes de la aproximación temporal y espacio-temporal.

DIVISIÓN BALEAR					
Car.	Escen.	Cambio MTL	Tend.	Patrón espacial	Zonas de interés
Plataforma	MTL4 SIN PELÁGICOS	-0,008***	SEÑAL DE ALARMA	Valores medios Máximos y mínimos de la demarcación	Noroeste de Mallorca, Cabrera y LIC Canal de Menorca: valores máximos Levante y sur de Mallorca: valores mínimos
				Tendencias Distribución heterogénea	Sur LIC canal de Menorca y Norte de Menorca: degradación significativa
	MTL3.25 SIN PELÁGICOS	-0,002***	SEÑAL DE ALARMA	Valores medios Distribución homogénea Mínimos de la demarcación	Pitiusas: valores cercanos a División Levantina
				Tendencias Degradación generalizada	Canal de Menorca: degradación significativa Norte Menorca: recuperación significativa
	MTL3.25 CON PELÁGICOS	-0,002***	SEÑAL DE ALARMA	Valores medios Distribución homogénea Mínimos de la demarcación	Pitiusas: valores cercanos a División Levantina
				Tendencias Degradación generalizada	Canal de Menorca: degradación significativa Norte Menorca: recuperación significativa
	MTL2 SIN PELÁGICOS	-0,001	RESILIENTE	Valores medios Distribución homogénea Predominancia valores bajos	Pitiusas: valores cercanos a División Levantina
				Tendencias Distribución heterogénea Recuperaciones significativas locales Degradaciones significativas locales	LIC canal de Menorca: degradación significativa Cabrera y norte de Menorca: recuperación significativa
	MTL2 CON PELÁGICOS	-0,004***	SEÑAL DE ALARMA	Valores medios Distribución homogénea Predominancia valores bajos	Pitiusas: valores cercanos a División Levantina
				Tendencias Degradación significativa local	Norte LIC canal de Menorca: degradación significativa Dragonera: degradación significativa



DIVISIÓN BALEAR					
Car.	Escen.	Cambio MTL	Tend.	Patrón espacial	Zonas de interés
Talud	MTL4 SIN PELÁGICOS	0,001	RESILIENTE	Valores medios Distribución homogénea Mínimos de la demarcación	Pitiusas: valores cercanos a División Levantina
				Tendencias Distribución homogénea Degradación localmente significativa	Norte LIC canal de Menorca: ligera degradación significativa
	MTL3.25 SIN PELÁGICOS	-0,001	RESILIENTE	Valores medios Distribución homogénea Predominancia valores bajos	Pitiusas: valores cercanos a División Levantina
				Tendencias Distribución heterogénea Degradación y recuperación localmente significativas	Sur Mallorca y Norte Menorca: ligera degradación significativa Norte Menorca: ligera recuperación significativa
	MTL3.25 CON PELÁGICOS	-0,001	RESILIENTE	Valores medios Distribución heterogénea	Pitiusas: valores cercanos a División Levantina
				Tendencias Distribución heterogénea Degradación y recuperación localmente significativas	Norte Menorca: ligera recuperación significativa Sur Mallorca y Norte Menorca: ligera degradación significativa
	MTL2 SIN PELÁGICOS	0,000	RESILIENTE	Valores medios Distribución homogénea Predominancia valores bajos	Pitiusas: valores cercanos a División Levantina
				Tendencias Distribución heterogénea Degradación localmente significativa	Norte Menorca y Sur Mallorca: degradación significativa
	MTL2 CON PELÁGICOS	0,000	RESILIENTE	Valores medios Distribución homogénea Predominancia valores bajos	Pitiusas: valores cercanos a División Levantina
				Tendencias Distribución heterogénea Degradación localmente significativa	Norte Menorca: degradación significativa Sur Mallorca: degradación significativa



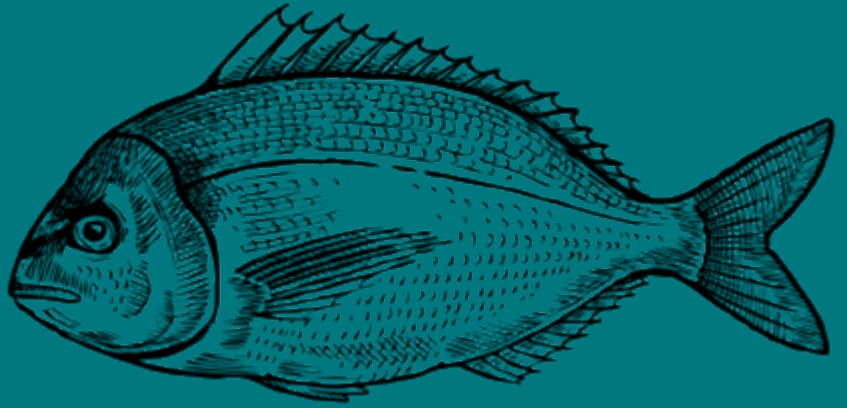
3.3. Limitaciones y futuras líneas de trabajo para el indicador RT-MTL

Los trabajos realizados para la evaluación de las redes tróficas, basados en extensas series de datos con más de 20 años de análisis estomacales y datos complementarios obtenidos a partir de la isotopía estable, han permitido realizar análisis más avanzados respecto al ciclo anterior de las estrategias marinas. No obstante, siguen existiendo importantes obstáculos que limitan la investigación y el análisis del funcionamiento de las redes tróficas. Estas limitaciones se exponen a continuación, como marco de referencia para los resultados presentados:

- Los hábitats y comunidades estudiadas se ciñen al ámbito circalitoral de fondos sedimentarios, por lo que los fondos rocosos de la península y los archipiélagos quedan fuera del estudio, así como las zonas costeras del infralitoral.
- Las redes tróficas pelágicas quedan fuera del alcance de esta evaluación. El tipo de muestreo utilizado en las campañas oceanográficas de arrastre bento-demersal (arrastre de fondo) permite estudiar adecuadamente las comunidades bento-demersales, no así el dominio pelágico.
- No se ha tenido en cuenta en la presente evaluación el cambio en los niveles tróficos de aquellas especies que experimentan cambios ontogénicos en la dieta, ni se ha considerado la estructura de tallas de las especies y sus variaciones a lo largo de la serie histórica. Asimismo, la obtención de los niveles tróficos por medio de dos metodologías complementarias (contenidos estomacales vs isótopos estables), a pesar de ser una potente herramienta para comprender el funcionamiento de las redes tróficas, suscita ciertas dudas a la hora de establecer un único nivel trófico para las especies.
- La incertidumbre asociada a los modelos lineales utilizados para reflejar los cambios en el indicador sugiere tomar con precaución las tendencias no significativas, que representan una considerable proporción en todos los escenarios, en torno al 40 %.

Algunas de las limitaciones mencionadas son susceptibles de ser abordadas en el siguiente ciclo (p.e. mejora en el cálculo de los niveles tróficos). Otras, no obstante, requerirán de muestreos adicionales en campañas complementarias (p.e. hábitats pelágicos, circalitoral rocoso, zona infralitoral) que requerirán la colaboración e información de otros descriptores. Independientemente de las limitaciones mencionadas, existen numerosas líneas de investigación futuras que permitirán ampliar el alcance de lo investigado en este ciclo de las estrategias marinas. Algunas de las líneas de trabajo y objetivos a medio plazo que ya se han identificado se listan a continuación:

- Explorar con más detalle la relación con el indicador complementario heterogeneidad trófica, para mejorar la comprensión de la compleja realidad de los sistemas tróficos bento-demersales.
- Evaluar la implicación de factores externos en las tendencias del indicador, investigando posibles ciclos, naturales o inducidos por el hombre, que ayuden a mejorar la comprensión del comportamiento del indicador.
- Establecer valores umbral, basados en resultados significativos y robustos, a partir de la relación entre las presiones y el indicador.



INDICADOR RT-TH: “CAMBIOS DE LA
HETEROGENEIDAD TRÓFICA EN LA
COMUNIDAD DE CONSUMIDORES”



4. Indicador RT-TH: “Cambios de la heterogeneidad trófica en la comunidad de consumidores”

La comunidad científica ha analizado y desarrollado múltiples indicadores ecosistémicos enfocados en gran medida en evaluar el impacto de la actividad pesquera en la estructura de las cadenas tróficas y los ecosistemas. Entre ellos, el Nivel Trófico Promedio (MTL) ha sido objeto de numerosos estudios por su respuesta a la presión pesquera. Sin embargo, al calcular la media de los niveles tróficos se están obviando muchas otras características de los espectros tróficos de las comunidades marinas que típicamente siguen distribuciones no paramétricas. En este sentido, la heterogeneidad trófica, calculada como el coeficiente de variación de los Niveles Tróficos (TLs) dentro de una comunidad, complementa el MTL al proporcionar una estimación del ancho y forma de la estructura trófica, que es representativa de distribuciones no paramétricas y comparable entre ecosistemas. La combinación de dos de estos aspectos, el nivel trófico promedio y la heterogeneidad trófica, ayuda a mejorar significativamente la evaluación del estado de la red trófica, proporcionando una visión más completa de la salud del ecosistema marino.

Esta es la primera vez que se estudia este índice trófico con este grado de detalle. Se propone utilizar la Heterogeneidad Trófica (TH), desde la aproximación espacio-temporal, como un indicador del buen estado de nuestros ecosistemas marinos, incorporando el análisis temporal del mismo modo a como se hace con el MTL.

El análisis realizado en las demarcaciones mediterráneas, pioneras en el uso de este índice, ha permitido interpretar de una forma mucho más precisa y robusta lo que sucede en las comunidades bento-demersales de fondos circalitorales sedimentarios, cuando la estructura trófica ve modificados el MTL que la caracteriza, ayudando a mejorar la interpretación de los procesos que la están afectando.

Metodología de evaluación

En este apartado se describe la fuente de datos utilizada para el cálculo del indicador RT-TH, así como los diferentes ámbitos geográficos y escenarios ecológicos considerados. Se especifica también el método de cálculo desarrollado para la obtención de la TH, también a nivel de lance para la evaluación espacio-temporal del indicador. Finalmente se detalla el criterio empleado en la valoración de los resultados.

Fuentes de datos

Para el cálculo de la TH se considera el nivel trófico de las especies y el MTL calculado previamente. Las metodologías de muestreo aplicadas están estandarizadas por el Grupo de trabajo MEDITS, que pertenece al grupo de trabajo del CIEM (Convención Internacional para la Explotación del Mar). La serie histórica utilizada para el cálculo de la TH abarca el periodo 2001-2022, aunque como se describe en la Tabla 32, el inicio de estas campañas data del año 1994.

Tabla 32. Descripción de la campaña MEDITS mediante la cual se recogen los datos para el cálculo de la TH.

MEDITS			
Campaña de evaluación de ecosistemas y recursos demersales con arte de arrastre de fondo			
Demarcación	Levantino-balear, Estrecho y Alborán	Inicio	1994
Periodicidad	Anual	Cuatrimestre	II-III
Control de calidad	Estandarizada MEDITS-WG	Receptor internacional información	JRC EU
Fondos	Blandos entre 40 y 800 m de profundidad		



De cara a estandarizar las series de datos utilizadas en el cálculo del indicador y a favorecer la comparación de los resultados entre las diferentes demarcaciones mediterráneas, se ha considerado 2001 como año de inicio del estudio en ambas demarcaciones, seleccionándose una serie de criterios para la definición del grupo de especies consideradas en este estudio. Asimismo, dado que las campañas de arrastre no tienen específicamente por objeto la captura de especies pelágicas, aunque sí forman parte de la comunidad, el indicador se ha calculado bajo dos escenarios alternativos: con y sin la biomasa de las especies pelágicas capturadas. De esta forma, cuando se excluyen las especies pelágicas, queda ampliada la señal del indicador (esto es la significancia de las tendencias) ya que se elimina la alta variabilidad interanual en la biomasa que caracteriza a las poblaciones de las especies pelágicas.

Escenarios batimétricos y ecológicos

Este indicador se ha desarrollado para las demarcaciones mediterráneas (Estrecho y Alborán y levantino-balear) y al igual que en el indicador RT-MTL, se ha realizado el análisis para 10 escenarios diferentes de acuerdo a los tres mismos puntos de corte de TL: $TL \geq 4$, $TL \geq 3.25$ y $TL \geq 2$ (Tabla 4).

Para estas dos demarcaciones se consideran únicamente dos rangos de profundidad:

- Plataforma continental: 30–300 m.
- Talud continental: >300 m.

Y dos escenarios ecológicos:

- Considerando la presencia de especies pelágicas.
- Sin considerar la presencia de especies pelágicas.

Las especies pelágicas incluidas en los análisis son: *Trachurus trachurus*, *Trachurus mediterraneus*, *Trachurus picturatus*, *Spicara smaris*, *Scomber scombrus*, *Sardina pilchardus*, *Sardinella aurita*, *Engraulis encrasicolus*, *Boops boops*, *Capros aper*, *Glossanodon leioglossus* y *Argentina sphyraena*.

Cálculo de la heterogeneidad trófica

La heterogeneidad trófica de la comunidad se calcula en base al MTL, como el coeficiente de variación de los niveles tróficos (TLs) dentro de la comunidad. Con este fin, se obtiene para cada uno de los años de la serie histórica considerada (2001-2022) y para cada celda ($0,1^\circ \times 0,1^\circ$), los valores de TL de las especies consideradas en el estudio, incluyendo todos aquellos organismos que fueron muestreados, asimilándose de este modo la Heterogeneidad Trófica al coeficiente de variación de esa distribución. Al tratarse de una métrica adimensional ha permitido realizar comparaciones entre zonas y años.

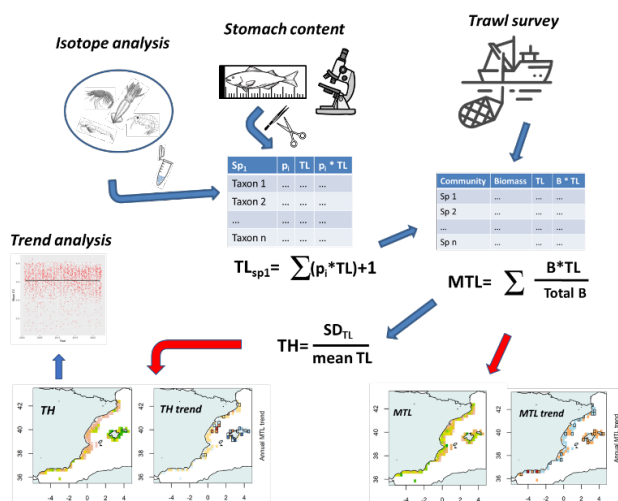


Figura 28. Esquema de la metodología empleada para el cálculo de ambos indicadores (MTL y TH).



La metodología empleada para el cálculo de la TH consta de los siguientes pasos:

1. Selección de las especies
2. Determinación del TL de cada una de las especies consideradas en el estudio
3. Cálculo del MTL de la comunidad
4. Cálculo de la TH de la comunidad

1) Selección de las especies

Del total de las especies capturadas en las campañas MEDITS, se realizó una selección previa de aquellas especies más relevantes en cada una de las tres áreas consideradas:

- Demarcación Estrecho y Alborán
- Zona peninsular de la demarcación levantino-balear, en adelante división levantina
- Zona balear de la demarcación levantino-balear, en adelante división balear

La selección de las especies fue específica para cada área y se realizó atendiendo a cuatro criterios:

1. **Criterio temporal:** Número de años mínimo en el que el taxón está presente a lo largo de la serie histórica
2. **Criterio espacial:** Número de lances mínimo en el que el taxón está presente a lo largo de la campaña
3. **Criterio de abundancia:** Abundancia mínima respecto del resto de especies (selección por cuartil)
4. **Criterio de biomasa:** Aplicable a aquellas especies que no cumplen alguno de los tres primeros criterios, pero que sin embargo tienen un papel importante en el ecosistema, con alta biomasa promedio.

Los tres primeros criterios, a priori, son excluyentes, de forma que sólo las especies que cumplen todos estos criterios son seleccionadas. Sin embargo, con el fin de no excluir a aquellas especies que no cumplan alguno de estos tres primeros criterios, pero que sean importantes en términos de biomasa, se aplica el último criterio. Las especies excluidas que cumplen este criterio son incorporadas a la lista de especies seleccionadas para cada una de las áreas. La selección se realiza por estrato de profundidad (plataforma y talud), obteniéndose dos listas por área. Una vez ambas listas están confeccionadas, se fusionan en una única lista. El número de especies seleccionadas fue de 187 para la división balear y 197 para la división levantina. Las biomasa que estas especies representan respecto del total de las especies por división y estrato de profundidad se representan en la Ecuación 3.

2) Determinación del TL de cada una de las especies consideradas en el estudio

Como paso previo a la determinación del nivel trófico promedio de la comunidad, se estableció el TL de cada una de las especies consideradas en el estudio. El nivel trófico se calcula principalmente a través de los análisis de contenido estomacal realizados en las campañas oceanográficas MEDITS en cada una de las tres divisiones. El nivel trófico de las presas que formaban parte de la dieta se determinó a partir de los valores de nitrógeno obtenido de los análisis de isotopía estable. Para todas aquellas presas o especies consideradas para las que no pudo obtenerse información del TL de datos propios, se recurrió a la bibliografía, priorizando la información más cercana al área de estudio.

El TL de cada una de las especies seleccionadas se calculó como un promedio ponderado del TL de sus presas en función de su importancia relativa en la dieta, según la fórmula:



$$TL_{sp} = \sum (p_i \cdot TL_i) + 1$$

Ecuación 3

donde p_i es el porcentaje de la presa i en la dieta de la especie analizada, y TL_i el nivel trófico de la presa i .

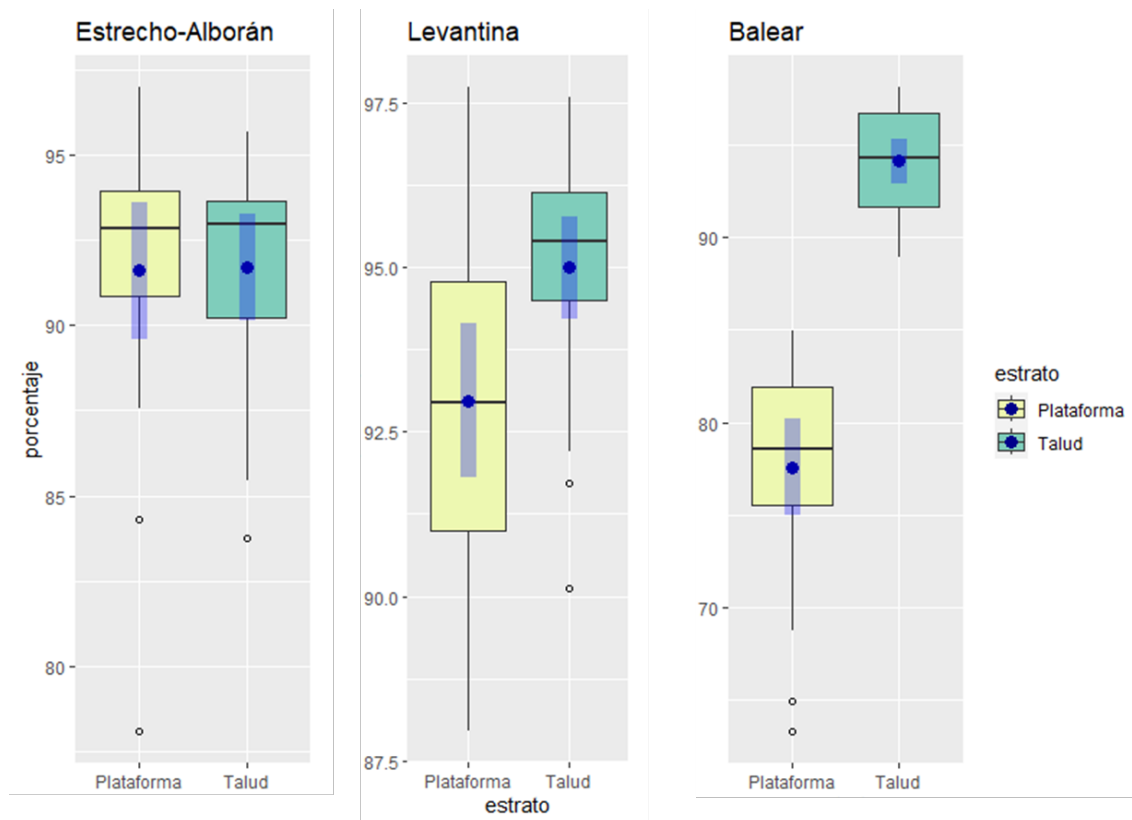


Figura 29. Porcentaje de biomasa que representan las especies seleccionadas por división y estrato de profundidad. El punto azul representa la media de los valores de biomasa de las especies seleccionadas para el total de la serie histórica. La caja azul el intervalo de confianza para esa misma media.

3) Cálculo del MTL de la comunidad

Una vez calculado el TL de cada una de las especies seleccionadas para cada una de las tres divisiones, se determinó el MTL de la comunidad en cada lance. El MTL se determinó como la suma ponderada de los diferentes TLs de las especies, según su importancia relativa en la comunidad. La importancia relativa se determinó atendiendo a la biomasa de cada especie en las campañas demersales MEDITS, según la fórmula:

$$MTL = \frac{\sum (B_i \cdot TL_i)}{B_{total}}$$

Ecuación 4

donde B_i es la biomasa de la especie i , TL_i es el nivel trófico de la especie i y B_{total} es la biomasa del total de la comunidad.



4) Cálculo de la TH de la comunidad

La heterogeneidad trófica de la comunidad se calculó en base al MTL, como el coeficiente de variación de los niveles tróficos (TLs) dentro de la comunidad, según la siguiente fórmula:

$$TH = \frac{SD_{TLs}}{MTL}$$

Ecuación 5

Análisis espacio-temporal de las tendencias de la TH

El análisis de la heterogeneidad trófica de los ecosistemas marinos estudiados se ha realizado desde una doble perspectiva espacio-temporal. Este doble análisis permite encontrar diferencias en el plano espacial, detectando cambios ligados a la naturaleza de los diferentes ecosistemas a un nivel local, así como cambios en el tiempo a través del estudio de las tendencias temporales.

Criterio de evaluación

Similar al del indicador RT-MTL.

Área de evaluación

En el presente ciclo, se ha dividido la demarcación marina levantino-balear en dos divisiones. La división levantina, que comprende el área marina de la demarcación correspondiente al litoral peninsular, y la división balear, que incluye el área marina de la demarcación correspondiente al archipiélago de las islas Baleares.

Parámetros utilizados

- Nivel Trófico Medio
- Coeficiente de variación del nivel trófico medio.

Valores umbral

No hay valores umbral porque no hay ninguna herramienta que posibilite definir el buen estado ambiental (BEA) de las redes tróficas a día de hoy. En el caso de este indicador, sí se pueden identificar tendencias ya que estos valores dependen de las estructuras de los ecosistemas, y por tanto el indicador utiliza como herramienta las tendencias.

Evaluación a nivel regional/subregional

La evaluación realizada en esta demarcación marina se ha desarrollado de forma particular a nivel nacional debido a la ausencia de una estructura de coordinación relativa a las redes tróficas en el marco del Convenio de Barcelona.



4.1. Evaluación general a nivel de demarcación marina – RT-TH.

En esta sección se presentan los resultados obtenidos de la aplicación del indicador RT-TH “Cambios en la heterogeneidad trófica de los consumidores marinos” para la evaluación de las redes tróficas de la demarcación marina levantino-balear, en este caso para los sistemas de plataforma y talud continentales. Estos resultados incluyen el cálculo del coeficiente de variación del nivel trófico medio junto con su tendencia temporal para los escenarios sin pelágicos. Además, se aporta también la representación cartográfica de los valores promedio y las tendencias espacio-temporales para favorecer la interpretación de posibles patrones espaciales del indicador dentro de la demarcación. Estos mapas se ofrecen a nivel de lance y para los escenarios con y sin pelágicos, aunque la evaluación se ofrezca tan solo para los escenarios sin pelágicos.

En primer lugar, se presentan los resultados para la división levantina y a continuación los de la división balear. Para cada una de ellas se presentan los resultados para el escenario TL4 que incluye sólo al grupo trófico de los depredadores apicales, frecuente objetivo de las pesquerías comerciales. Seguidamente se ofrecen los resultados para el escenario TL3.25, que engloba a los depredadores apicales y los mesodepredadores, e informa sobre la transferencia de energía en la mitad superior de la red trófica, y por último el escenario TL2 que ilustra la situación para toda la comunidad de depredadores.

4.1.1. División levantina

4.1.1.1. Evaluación de RT-TH en plataforma

Consecución del BEA

Tabla 33. Consecución del buen estado ambiental en los sistemas de Plataforma

Proporción de valor umbral para conseguir el BEA (% de niveles tróficos en BEA)	No relevante
Proporción de niveles tróficos en BEA	No relevante
Resultado de la evaluación	Desconocido
Periodo de evaluación	2001-2022

Resumen de los resultados de la evaluación del indicador

Tabla 34. Resultados de la evaluación en fondos sedimentarios de plataforma.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Grupo trófico	RT-TH	Estado	Tendencia
Depredadores apicales	0,880***	■	↗
Mesodepredadores & depredadores apicales	0,088***	■	↗
Toda la comunidad	3,080***	■	↗



Las siguientes figuras muestran las tendencias en la Heterogeneidad Trófica (TH) para la demarcación levantina y para cada uno de los escenarios descritos para los sistemas de plataforma (Figura 30).

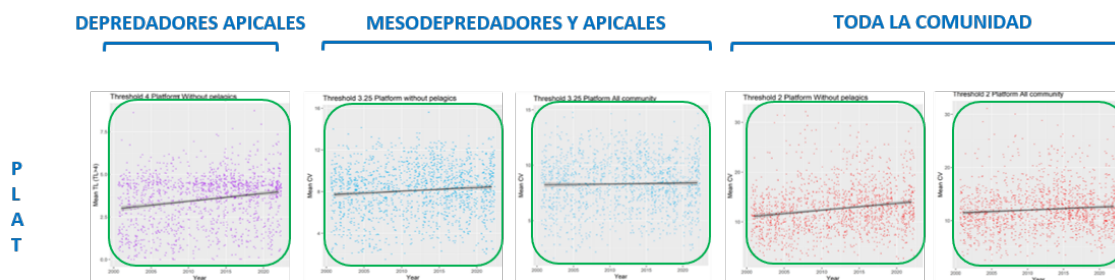


Figura 30. Tendencias temporales de los niveles tróficos promedio en función de los escenarios batimétricos y ecológicos. Marco rojo= tendencias negativas, marco naranja = no hay tendencia significativa, marco verde = tendencias positivas.

Los resultados de las tendencias de este indicador trófico para la plataforma de la demarcación levantino-balear muestran una clara mejoría de la riqueza trófica en la división levantina, que se corresponde con las aguas continentales de la demarcación. Estos resultados se dan independientemente de que se considere a las especies pelágicas en el análisis, ya que no hay especies pelágicas con TL superior a 4.

Tabla 35. Tasa de cambio y nivel de significación de la pendiente de la recta para los modelos lineales, expresando las tendencias temporales del indicador trófico por escenario en los sistemas de plataforma.

División levantina	Sin pelágicos	Con pelágicos
Depredadores apicales	0,880***	0,880***
Mesodepredadores & depredadores apicales	0,880***	0,220
Toda la comunidad	3,080***	1,32***
Valor p del test de significancia estadística *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$		

4.1.1.1.1. Escenario $TL \geq 4.0$ (depredadores apicales)

Tabla 36. Resultados de la evaluación de depredadores apicales en fondos sedimentarios de plataforma.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ? Desconocido

Grupo trófico	RT-TH	Estado	Tendencia
Depredadores apicales	0,880***	■	↗

Resultados de la evaluación del análisis temporal a escala de demarcación

Estado desconocido. La tendencia temporal del indicador en la plataforma muestra patrones claros de recuperación de la riqueza trófica, con un aumento del valor del indicador de 0,880, lo que es evidente a lo largo de toda la costa, con tendencias positivas con elevado grado de significación.



Análisis espacio-temporal

El análisis espacial de la plataforma de la división levantina para el escenario que contempla sólo los depredadores apicales, ofrece valores promedio del indicador relativamente homogéneos, sin que se aprecien patrones locales dentro de la división. Únicamente en el área de influencia del delta del Ebro se pueden encontrar valores algo inferiores a los del resto de la división (Figura 31).

En cuanto al análisis temporal, la tendencia del indicador en la plataforma muestra patrones claros de recuperación de la riqueza trófica, observándose de forma clara a lo largo de toda la costa (Figura 32).

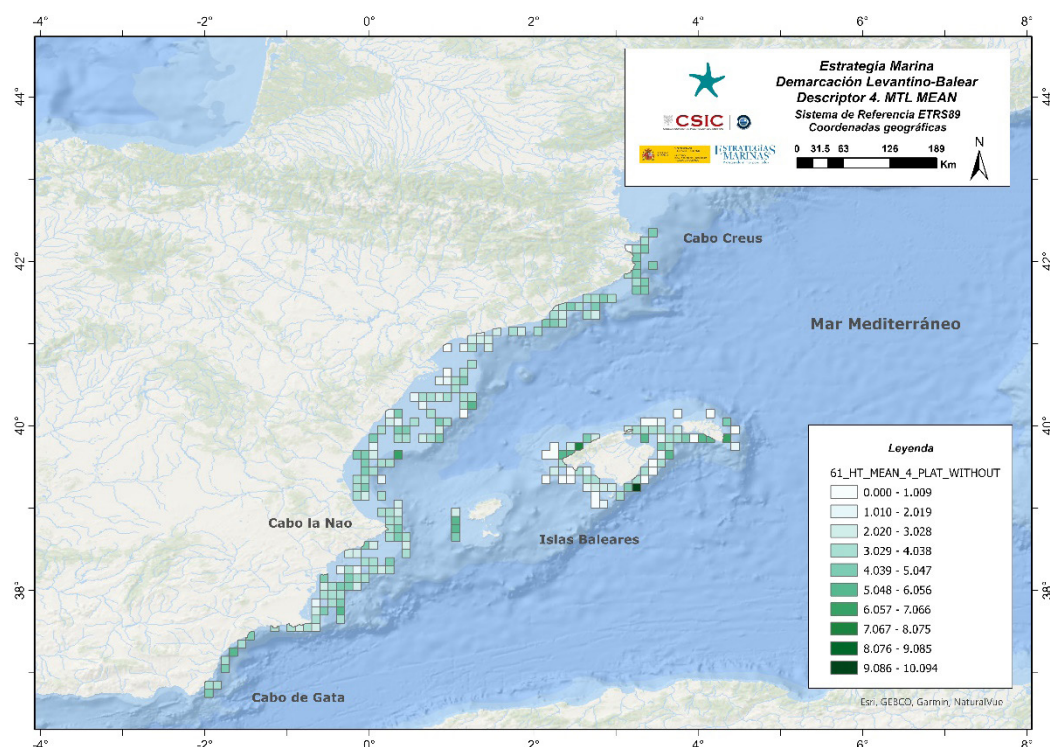


Figura 31. Heterogeneidad trófica. Valores promedio para el escenario correspondiente al nivel trófico 4, sin considerar a las especies pelágicas y para la plataforma de la división levantina.

En el escenario que hace referencia únicamente a los depredadores apicales, los resultados no varían independientemente de si se consideran las especies pelágicas o no. Esto es debido a que, en el caso de las demarcaciones mediterráneas, no hay especies pelágicas consideradas en este estudio que presenten un TL 4 o superior.

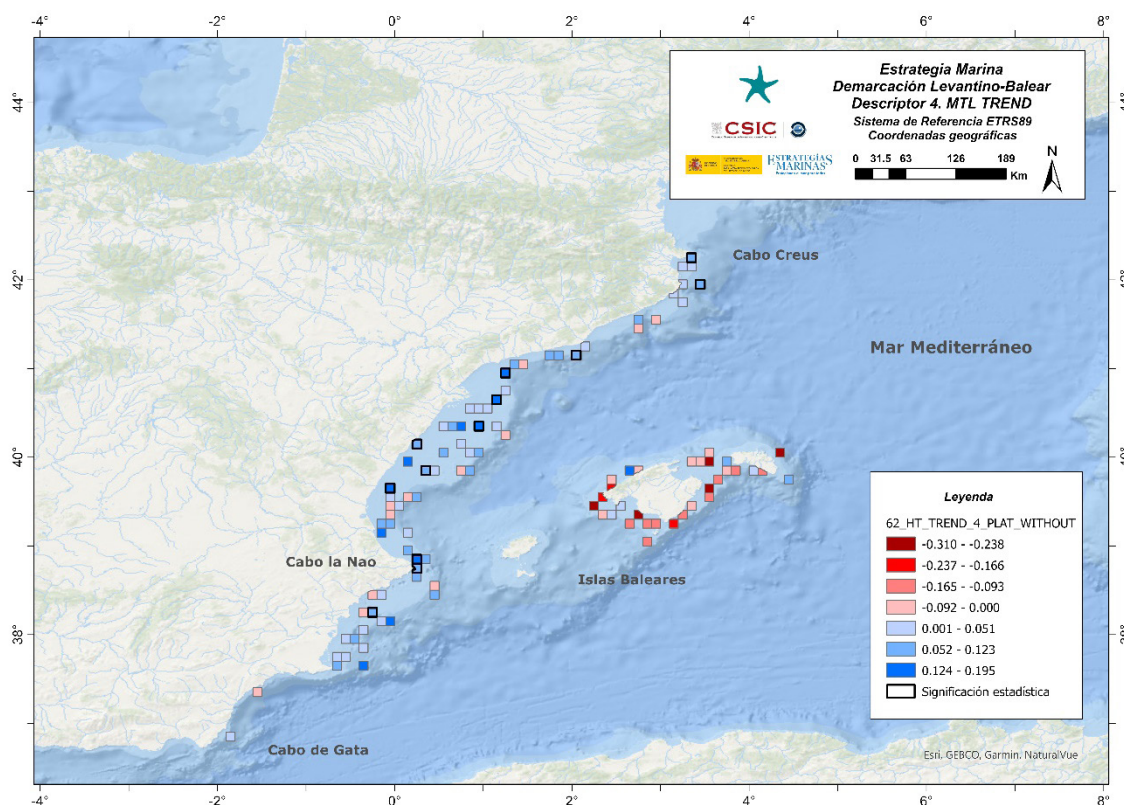


Figura 32. Tendencia temporal para el escenario correspondiente al nivel trófico 4, sin considerar a las especies pelágicas y para la plataforma de la división levantina. Las celdas enmarcadas en negra representan cambios significativos de los modelos.

4.1.1.1.2. Escenario $TL \geq 3.25$ (mesodepredadores y predadores apicales)

Resumen de los resultados de la evaluación

Tabla 37. Resultados de la evaluación de mesodepredadores y depredadores apicales en sistemas de plataforma.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Grupo trófico	RT-TH	Estado	Tendencia
Mesodepredadores & depredadores apicales	0,880***		↗

Resultados de la evaluación del análisis temporal a escala de demarcación

Estado desconocido. El valor de la heterogeneidad trófica es de 0,880, lo que aumenta de forma importante el nivel de significación de la tendencia, siendo patente que en este escenario se está produciendo una recuperación de la riqueza trófica, aunque ésta no es tan evidente cuando se consideran tan sólo los depredadores apicales.



Análisis espacio-temporal

Del mismo modo que ocurría en el escenario anterior, no se detecta ningún patrón espacial claro a lo largo de la división. Sin embargo, sí es posible apreciar que los valores de la TH son más elevados en el norte del golfo de Alicante y el sur del golfo de Valencia, así como en el entorno del cabo Creus (Figura 33).

En cuanto a las tendencias temporales, existen grandes diferencias a lo largo de la división. Mientras que en el área de influencia del delta del Ebro la tendencia muestra en general una pérdida de riqueza trófica, en la mitad sur de la división, así como en las aguas del cabo Creus, se aprecia una mejoría de la heterogeneidad trófica (Figura 34).

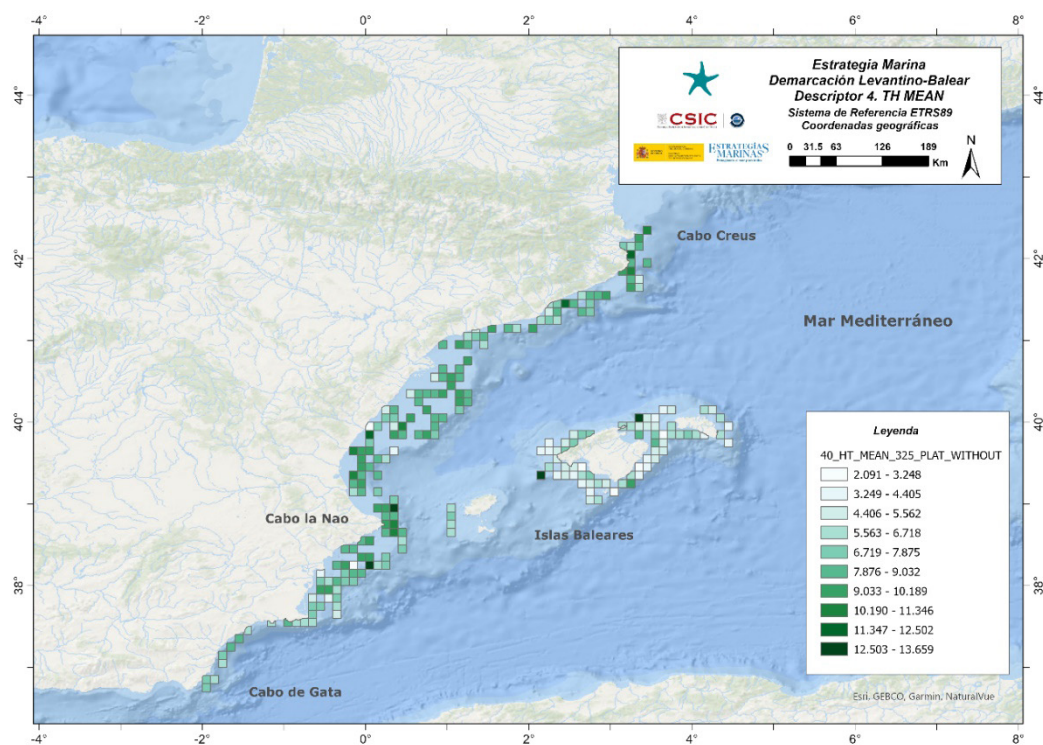


Figura 33. Heterogeneidad trófica. Valores promedio para el escenario correspondiente al nivel trófico 3.25, sin considerar a las especies pelágicas y para la plataforma de la división levantina.

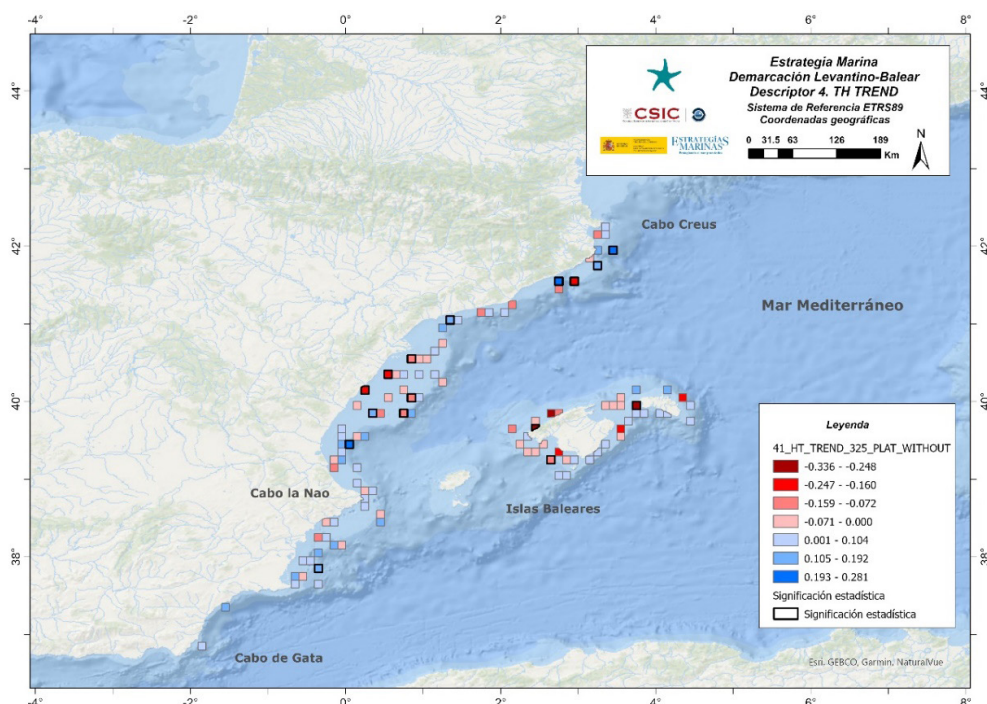


Figura 34. Heterogeneidad trófica. Tendencia temporal para el escenario correspondiente al nivel trófico 3.25, sin considerar a las especies pelágicas y para la plataforma de la división levantina. Las celdas enmarcadas en negra representan cambios significativos de los modelos.

Cuando se incluyen las especies pelágicas en el análisis, aumenta de forma importante el nivel de significación de la tendencia, siendo patente que en este escenario se está produciendo una recuperación de la riqueza trófica, aunque no de forma tan evidente como cuando se consideran tan sólo los depredadores apicales (Figura 36).

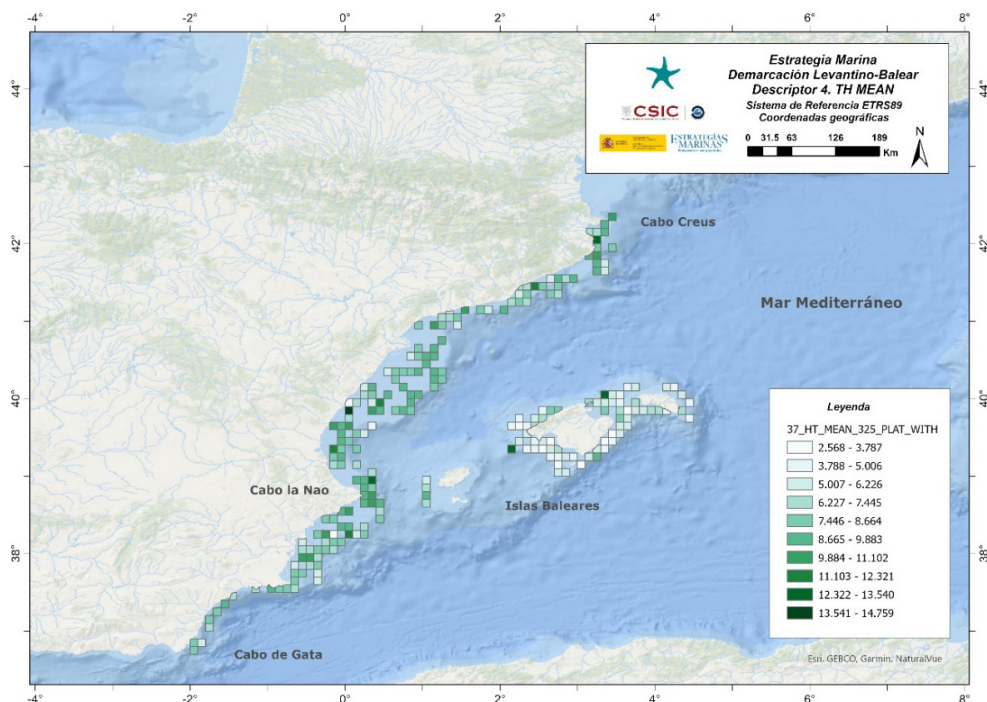


Figura 35. Heterogeneidad trófica. Valores promedio para el escenario correspondiente al nivel trófico 3.25, considerando las especies pelágicas y para la plataforma de la división levantina.

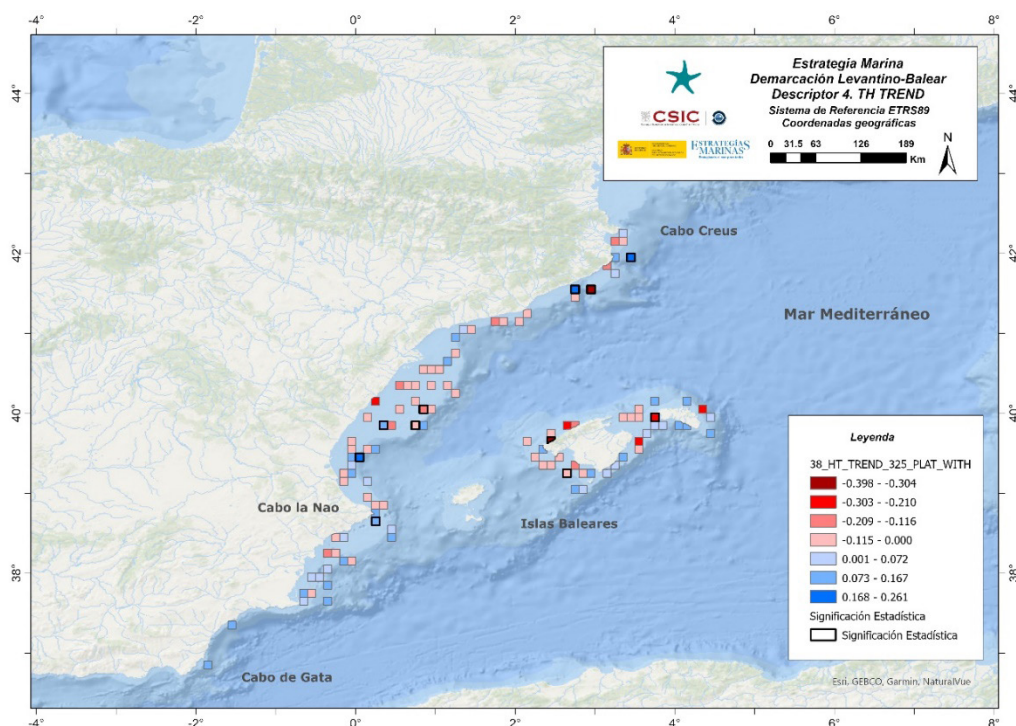


Figura 36. Heterogeneidad trófica. Tendencia temporal para el escenario correspondiente al nivel trófico 3.25, considerando las especies pelágicas y para la plataforma de la división levantina. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.

4.1.1.1.3. Escenario $TL \geq 2$ (toda la comunidad)

Resumen de los resultados de la evaluación

Tabla 38. Resultados de la evaluación de toda la comunidad en sistemas de plataforma.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Grupo trófico	RT-TH	Estado	Tendencia
Toda la comunidad	3,080***		↗

Resultados de la evaluación del análisis temporal a escala de demarcación

Estado desconocido. Los resultados del indicador no permiten extrapolar sus valores a la evaluación del estado ambiental, no obstante, se observa un incremento de la heterogeneidad trófica, con un alto nivel de significación.

Análisis espacio-temporal

Del mismo modo que ocurría en el escenario anterior, no se detecta ningún patrón espacial claro a lo largo de la división. Sin embargo, sí es posible apreciar que los valores de la heterogeneidad tró-



fica son más elevados en el norte del golfo de Alicante y el sur del golfo de Valencia, así como en el entorno del cabo Creus (Figura 37).

En cuanto a las tendencias temporales, existen grandes diferencias a lo largo de la división. Mientras que en el área de influencia del delta del Ebro la tendencia muestra en general una pérdida de riqueza trófica, en la mitad sur de la división, así como en las aguas del cabo Creus, se aprecia una mejoría de la heterogeneidad trófica (Figura 38).

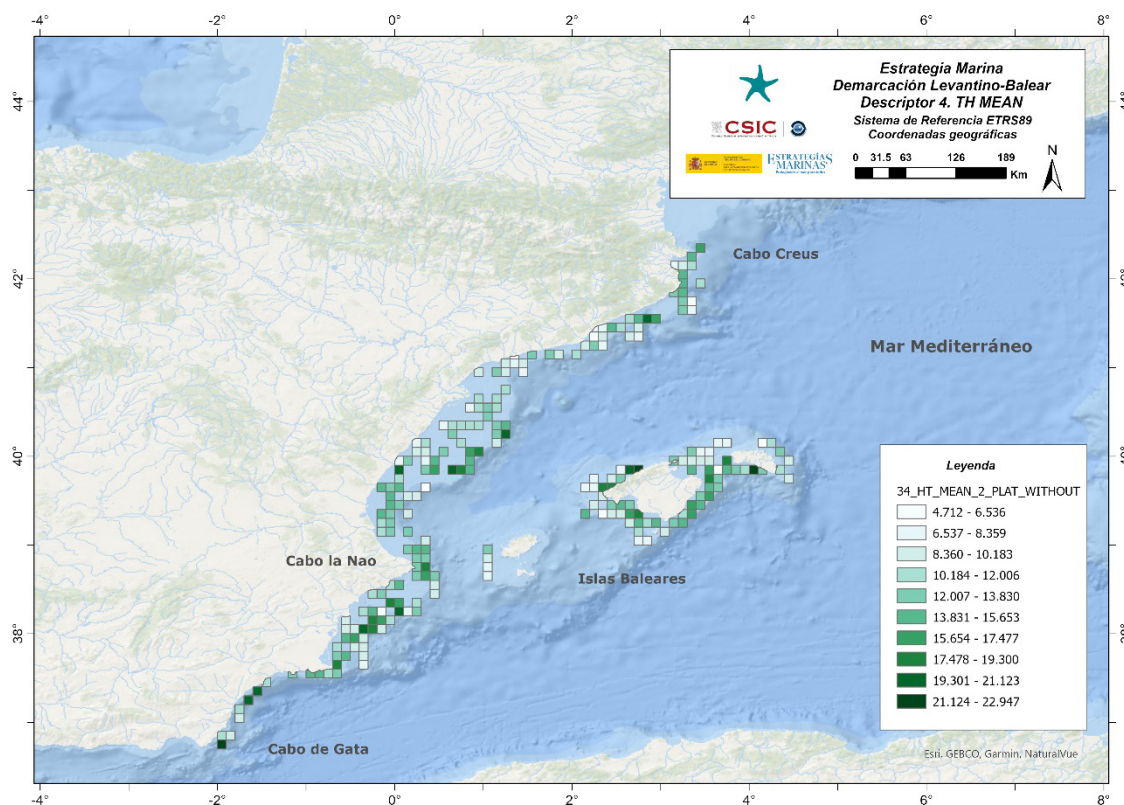


Figura 37. Heterogeneidad trófica. Valores promedio para el escenario correspondiente al nivel trófico 2, sin considerar a las especies pelágicas y para la plataforma de la división levantina.

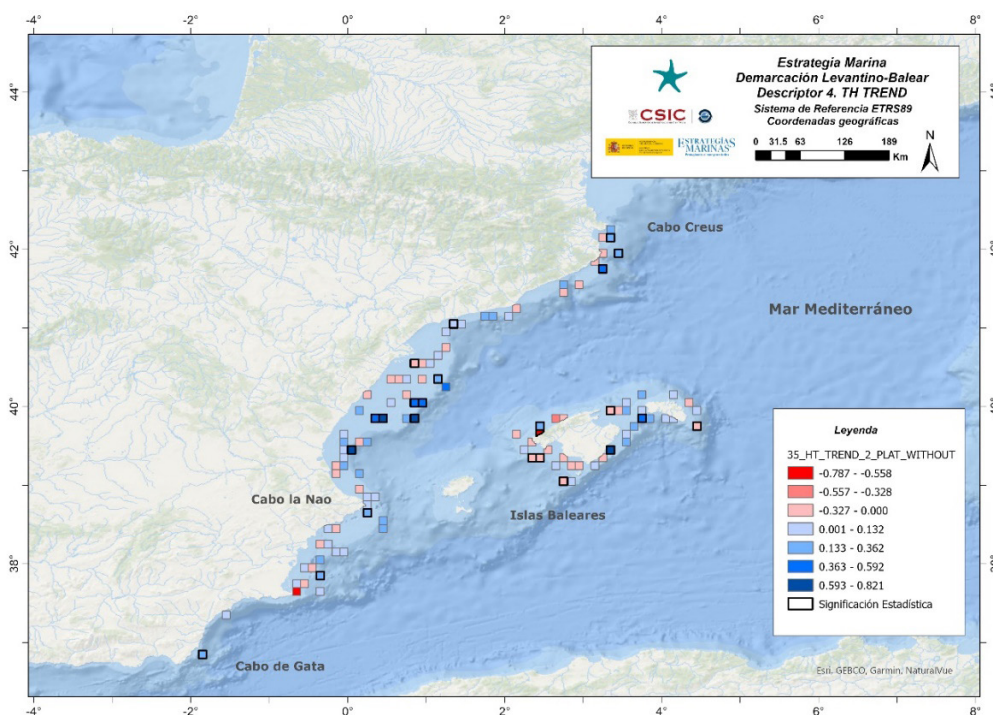


Figura 38. Heterogeneidad trófica. Tendencia temporal para el escenario correspondiente al nivel trófico 2, sin considerar a las especies pelágicas y para la plataforma de la división levantina. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.

Cuando se incluyen las especies pelágicas en el análisis, aumenta de forma importante el nivel de significación de la tendencia, siendo patente que en este escenario se está produciendo una recuperación de la riqueza trófica, aunque no tan evidente como cuando consideramos tan sólo los depredadores apicales (Figura 39).

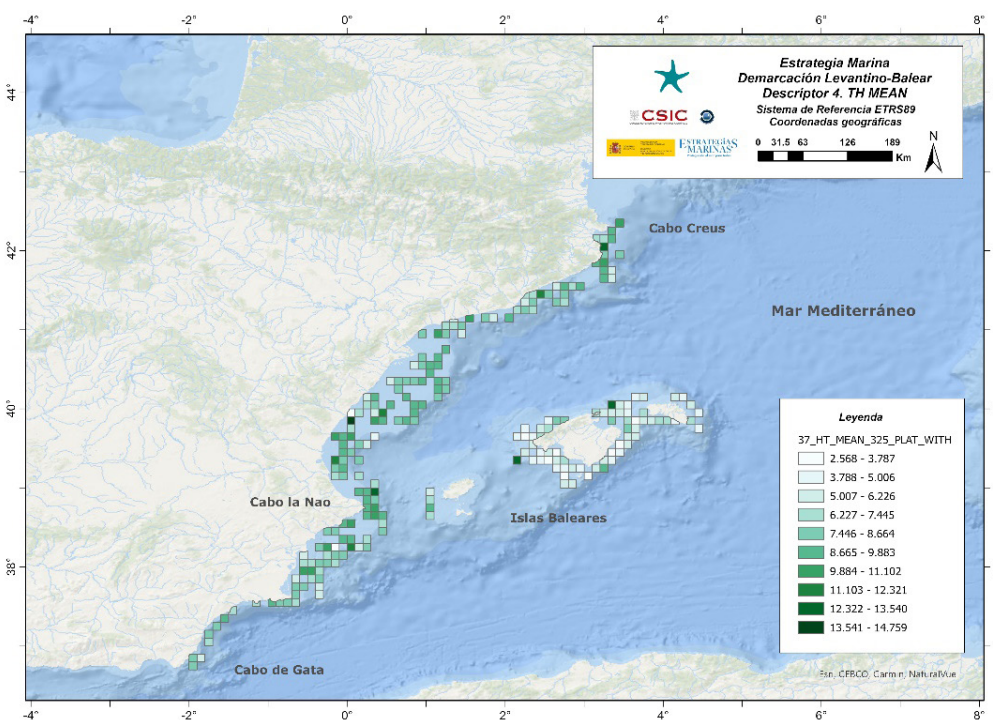


Figura 39. Heterogeneidad trófica. Valores promedio para el escenario correspondiente al nivel trófico 2, considerando las especies pelágicas y para la plataforma de la división levantina.

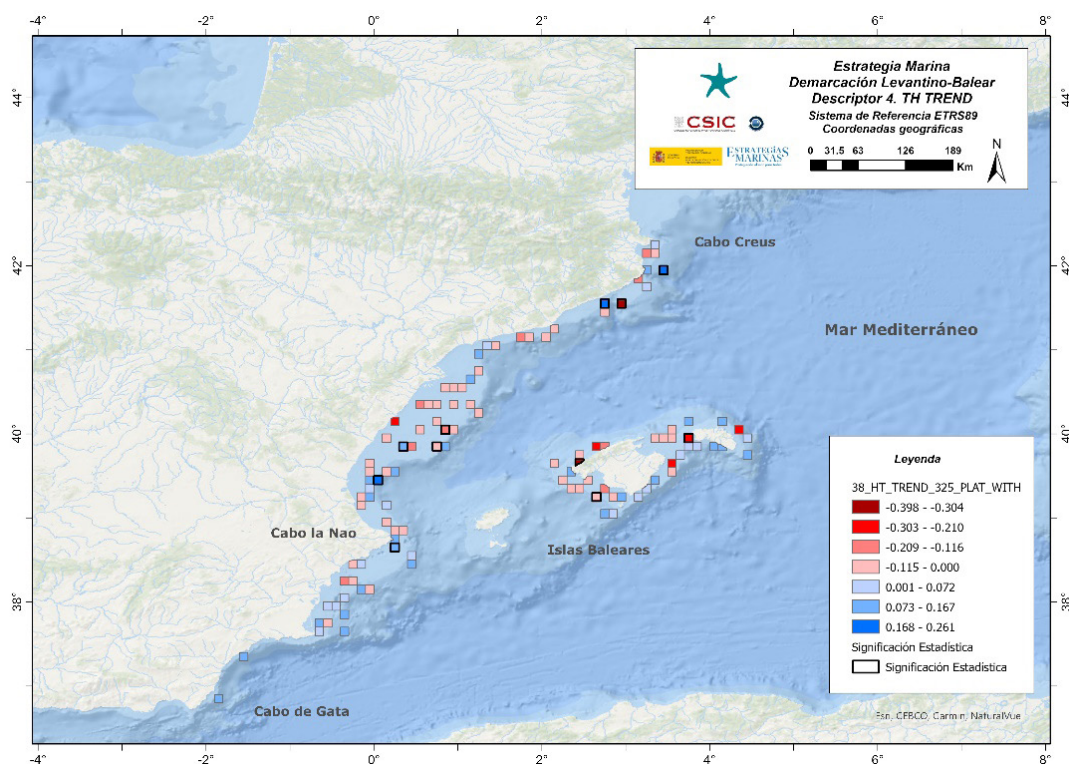


Figura 40. Heterogeneidad trófica. Tendencia temporal para el escenario correspondiente al nivel trófico 2, considerando las especies pelágicas y para la plataforma de la división levantina. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.

4.1.1.2. Evaluación RT-TH en sistemas de salud

Consecución del BEA

Tabla 39. Consecución del buen estado ambiental en los sistemas de salud.

Proporción de valor umbral para conseguir el BEA (% de niveles tróficos en BEA)	No relevante
Proporción de niveles tróficos en BEA	No relevante
Resultado de la evaluación	Desconocido
Periodo de evaluación	2001-2022



Resultados de la evaluación del indicador

Tabla 40. Resultados de la evaluación en talud.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Grupo trófico	RT-TH	Estado	Tendencia
Depredadores apicales	0,660**		↗
Mesodepredadores & depredadores apicales	0,660**		↗
Toda la comunidad	0,880*		↗

Las siguientes figuras muestran las tendencias en la TH para la demarcación levantina y para cada uno de los escenarios descritos para los sistemas de talud sin considerar las especies pelágicas (Figura 41).

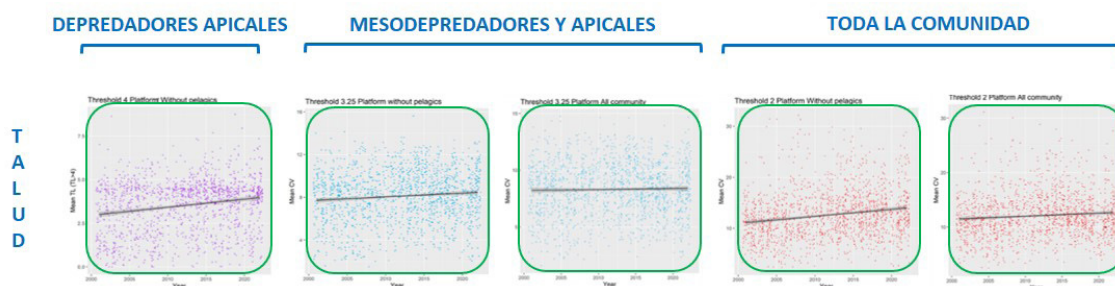


Figura 41. Tendencias temporales de los niveles tróficos promedio en función de los escenarios batimétricos y ecológicos. Marco rojo= tendencias negativas, marco naranja = no hay tendencia significativa, marco verde = tendencias positivas.

Los resultados de las tendencias de este indicador para el talud de la división levantina muestran en todos los escenarios una clara mejoría de la heterogeneidad trófica independientemente de que se consideren las especies pelágicas o no (Tabla 41).

Tabla 41. Tasa de cambio y nivel de significación de la pendiente de la recta para los modelos lineales, expresando las tendencias temporales del indicador trófico por escenario en los sistemas de talud.

División levantina	Sin pelágicos	Con pelágicos
Depredadores apicales	0,660**	
Mesodepredadores & depredadores apicales	0,660**	0,660**
Toda la comunidad	0,880*	0,660
Valor p del test de significancia estadística *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$		



4.1.1.2.1. Escenario $TL \geq 4.0$ (depredadores apicales)

Resumen de los resultados de la evaluación

Tabla 42. Resultados de la evaluación de los depredadores apicales en sistemas de talud.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Grupo trófico	RT-TH	Estado	Tendencia
Depredadores apicales	0,660**	■	↗

Resultados de la evaluación del análisis temporal a escala de demarcación

Estado desconocido. El indicador RT-TH para los depredadores apicales en la zona de talud presenta valores muy heterogéneos, generalmente positivos y con alta significación.

Análisis espacio-temporal

Del mismo modo que ocurría con la plataforma, no se detecta ningún patrón espacial evidente a lo largo de toda la división. Los valores son muy heterogéneos, pero sin mostrar ningún tipo de patrón de distribución (Figura 42).

En lo que se refiere a las tendencias temporales del indicador, el menor número de lances en el talud de las campañas MEDITS afecta a la visibilidad de los resultados espaciales de las tendencias. A pesar de ello, los resultados globales muestran una tendencia positiva para el escenario que indica la recuperación de la riqueza trófica en los ecosistemas profundos de la división (Figura 43).

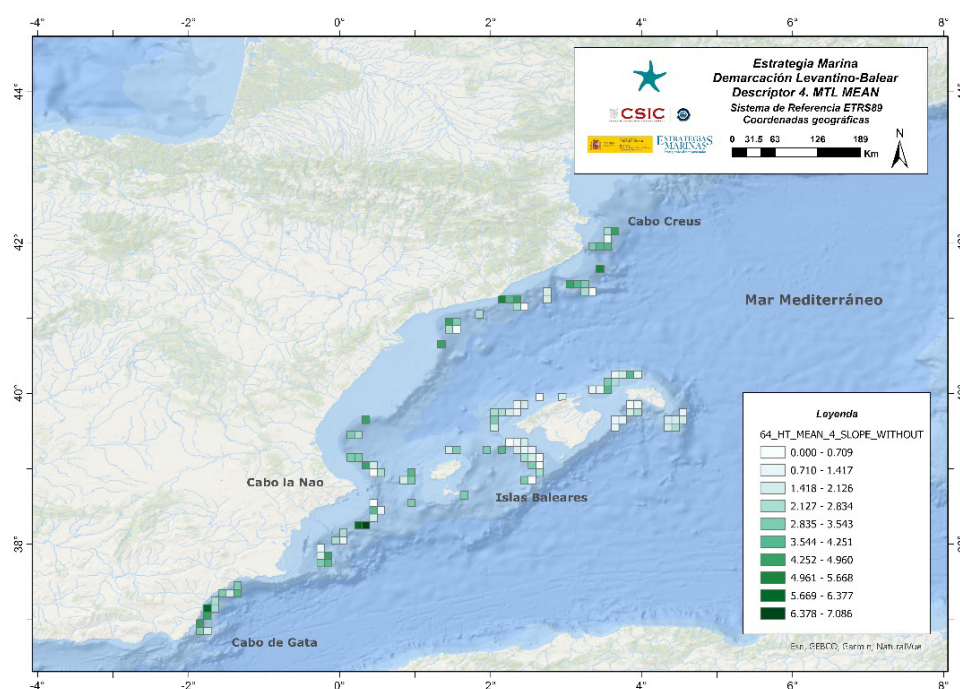


Figura 42. Heterogeneidad trófica. Valores promedio para el escenario correspondiente al nivel trófico 4, sin considerar a las especies pelágicas para fondos sedimentarios de talud.

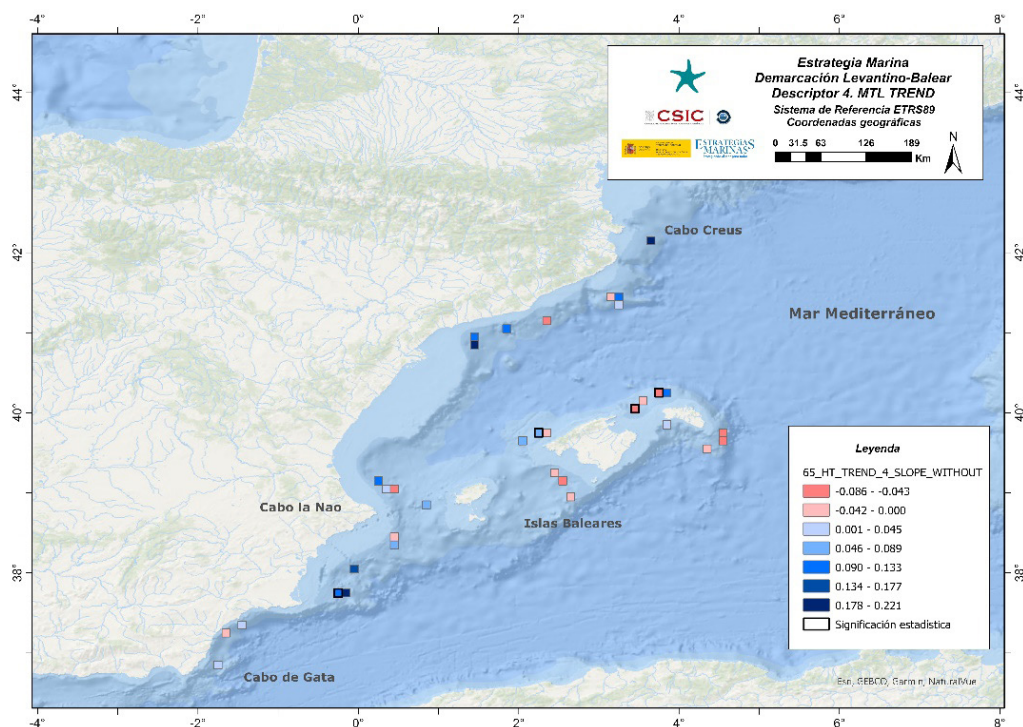


Figura 43. Heterogeneidad trófica. Tendencia temporal para el escenario correspondiente al nivel trófico 4, sin considerar a las especies pelágicas y para el talud de la división levantina. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.

4.1.1.2.2. Escenario $TL \geq 3.25$ (mesodepredadores y predadores apicales)

Resumen de los resultados de la evaluación

Tabla 43. Resultados de la evaluación de los depredadores apicales y mesodepredadores en sistemas de talud.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
 Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: $\leftrightarrow$ Estable; $\nearrow$ Mejora; $\searrow$ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Grupo trófico	RT-TH	Estado	Tendencia
Mesodepredadores y depredadores apicales	0,660**	■	$\nearrow$

Resultados de la evaluación del análisis temporal a escala de demarcación

Estado desconocido. En el caso de los mesodepredadores y depredadores apicales, la heterogeneidad trófica presenta tendencias con valores positivos y con elevada significación.

Análisis espacio-temporal

Del mismo modo que ocurría con la plataforma, no se detecta ningún patrón espacial evidente a lo largo de la división levantina, aunque los valores más altos de heterogeneidad trófica parecen acumularse tanto en el extremo sur como en el extremo norte.



Con respecto al número de lances que cubren el talud en la demarcación, así como sucedía con los depredadores apicales, su pequeño número no permite tener una buena cobertura espacial del escenario. A pesar de ello, la tendencia general del indicador es la de incrementar su valor en el tiempo, aumentando así la riqueza trófica de manera significativa (Figura 44).

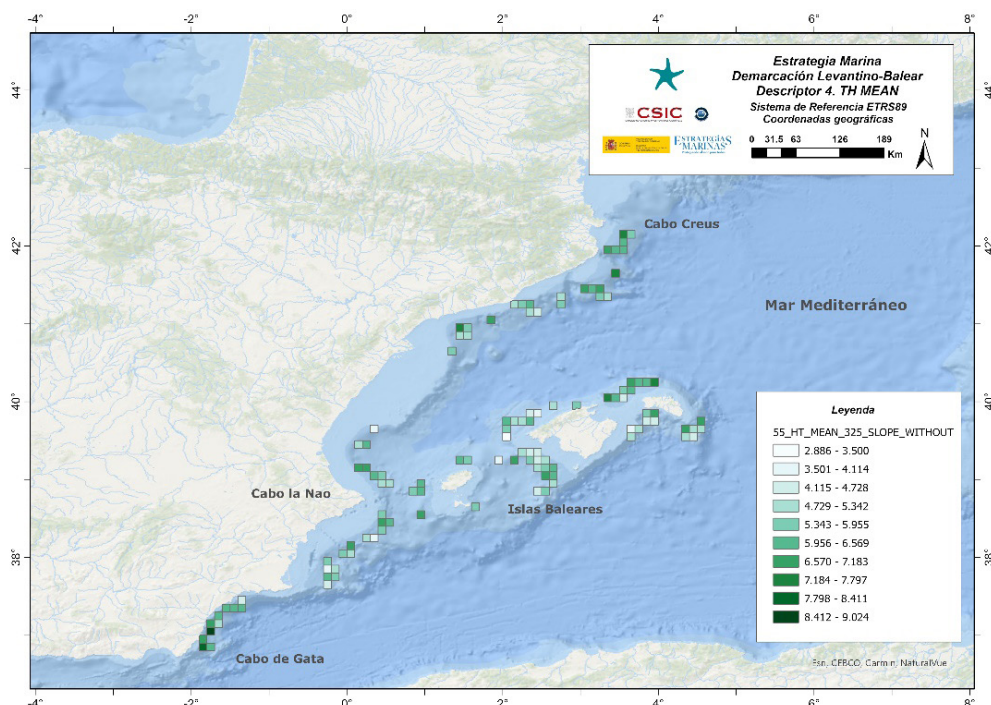


Figura 44. Heterogeneidad trófica. Valores promedio para el escenario correspondiente al nivel trófico 3.25, sin considerar a las especies pelágicas y para el talud de la división levantina.

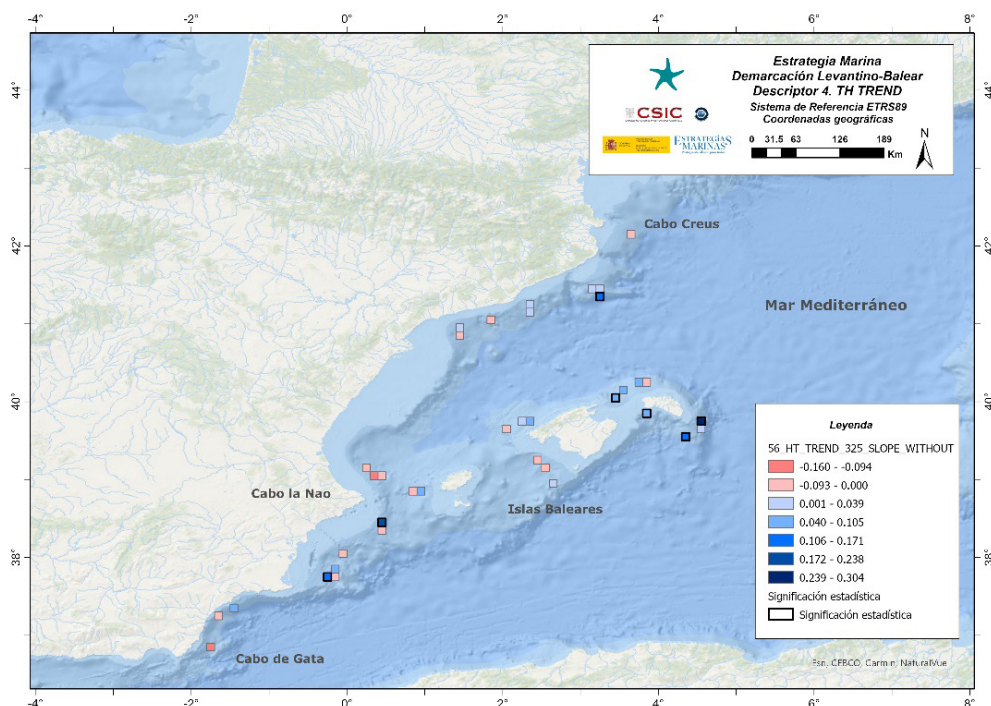


Figura 45. Heterogeneidad trófica. Tendencia temporal para el escenario correspondiente al nivel trófico 3.25, sin considerar a las especies pelágicas y para el talud de la división levantina. Las celdas enmarcadas en negra representan cambios significativos de los modelos.



Tampoco se advierten diferencias significativas entre los escenarios que tienen en cuenta los pelágicos y los que no los consideran (Figura 46).

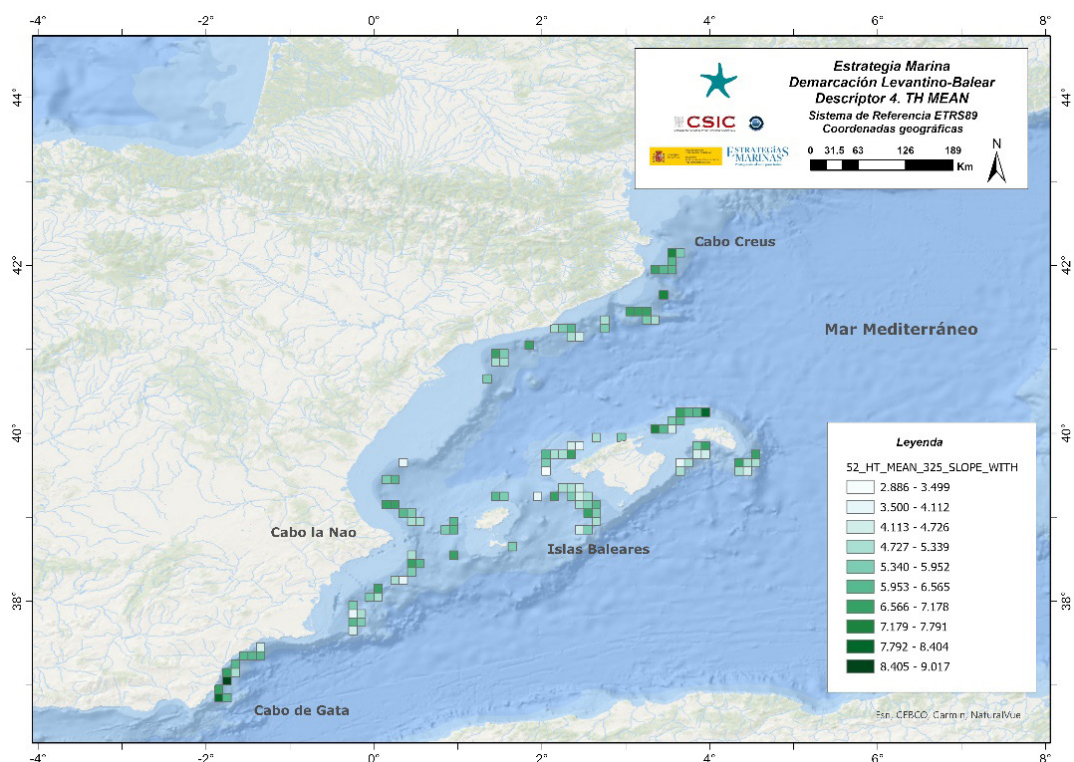


Figura 46. Heterogeneidad trófica. Valores promedio para el escenario correspondiente al nivel trófico 3.25, considerando las especies pelágicas y para el talud de la demarcación levantino-balear

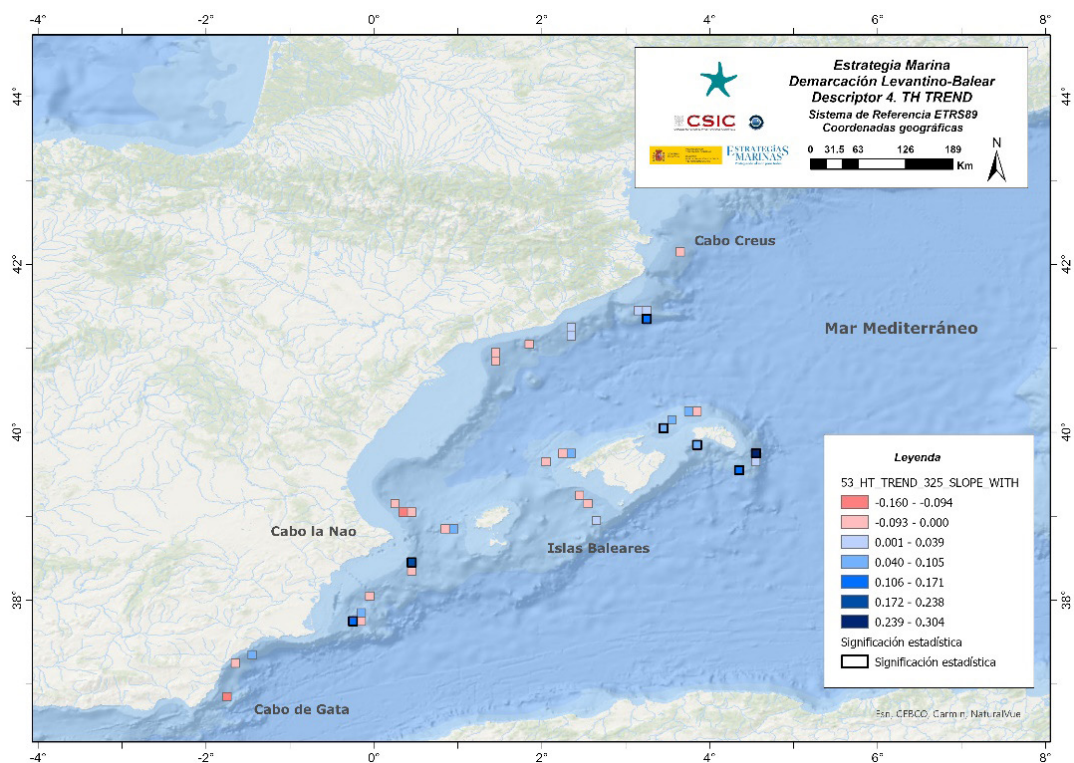


Figura 47. Heterogeneidad trófica. Tendencia temporal para el escenario correspondiente al nivel trófico 3.25, considerando las especies pelágicas y para el talud de la división levantina. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.



4.1.1.2.3. Escenario $TL \geq 2$ (toda la comunidad)

Tabla 44. Resultados de la evaluación de toda la comunidad en sistemas de talud.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Grupo trófico	RT-TH	Estado	Tendencia
Toda la comunidad	0,880*	■	↗

Resultados de la evaluación del análisis temporal a escala de demarcación

Estado desconocido. En la zona de talud, la heterogeneidad trófica presenta valores positivos significativos en las tendencias, lo que contrasta con la pérdida de MTL en ese mismo escenario.

Análisis espacio-temporal

No existe un patrón espacial claro en la distribución del indicador para este escenario. Sin embargo, los valores más altos de heterogeneidad trófica parecen concentrarse en el extremo norte de la división (Figura 48). Del mismo modo, debido a la escasa relevancia que las especies pelágicas tienen en el talud, tampoco se aprecian diferencias importantes entre el escenario que considera los pelágicos y el que no (Figura 49).

En cuanto a las tendencias temporales del indicador, se muestra cierta variabilidad espacial en el comportamiento de la heterogeneidad trófica. En este sentido, los datos más positivos se dan en el golfo de Alicante y en el extremo norte de la división, haciéndose más evidentes y significativos en el escenario sin pelágicos.

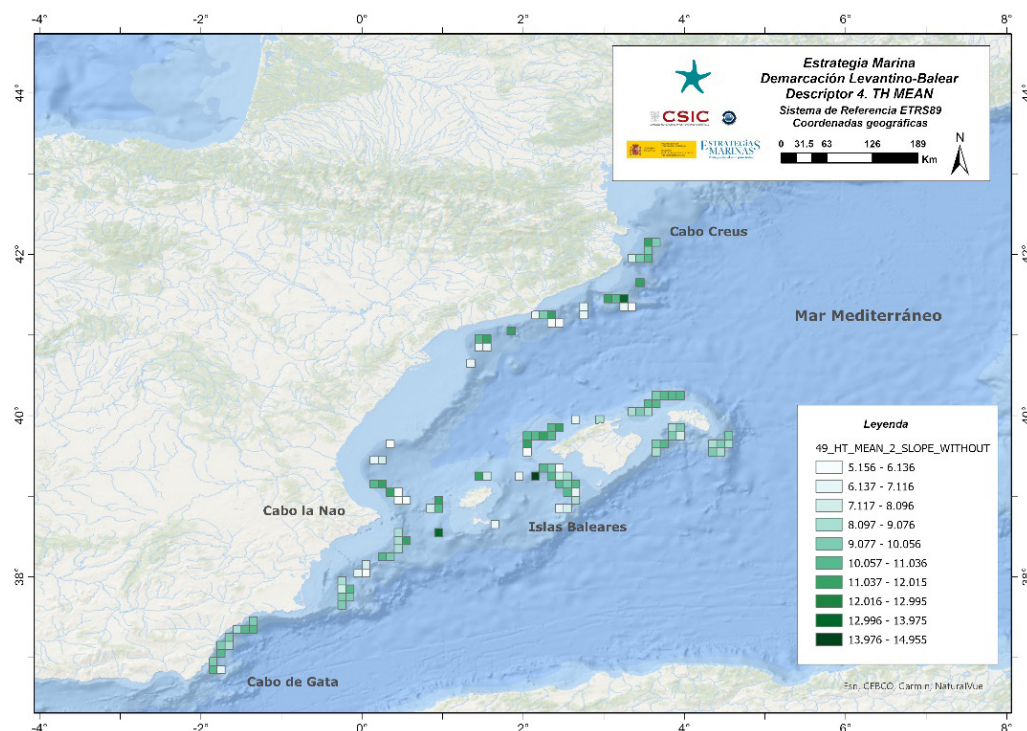


Figura 48. Heterogeneidad trófica. Valores promedio para el escenario correspondiente al nivel trófico 2, sin considerar a las especies pelágicas y para el talud de la división levantina.

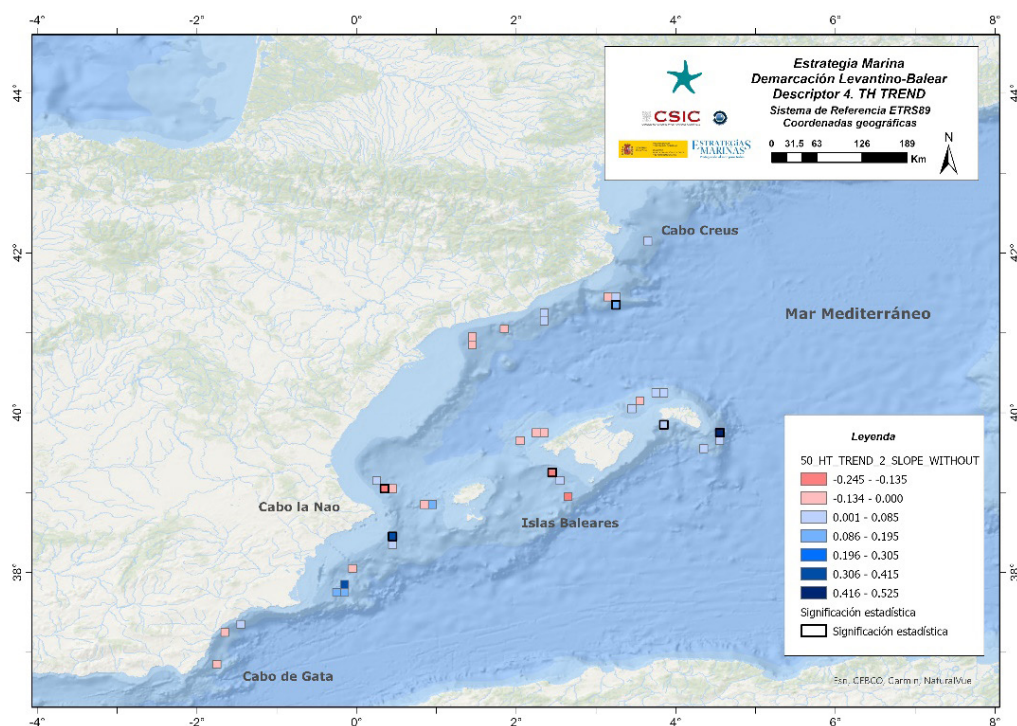


Figura 49. Heterogeneidad trófica. Tendencia temporal para el escenario correspondiente al nivel trófico 2, sin considerar a las especies pelágicas y para el talud de la división levantina. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.

Cuando se incluyen los pelágicos en los análisis, la tendencia es positiva, aunque el hecho de que haya una elevada variabilidad espacial hace que esta no sea significativa (Figura 50).

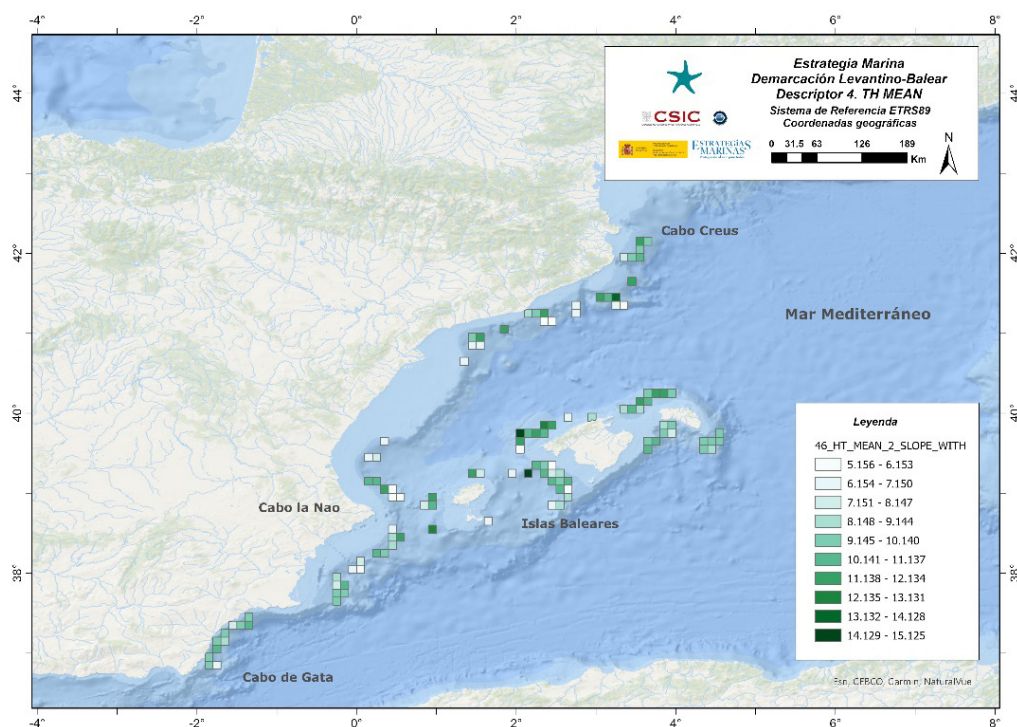


Figura 50. Heterogeneidad trófica. Valores promedio para el escenario correspondiente al nivel trófico 2, considerando las especies pelágicas y para el talud de la división levantina. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.

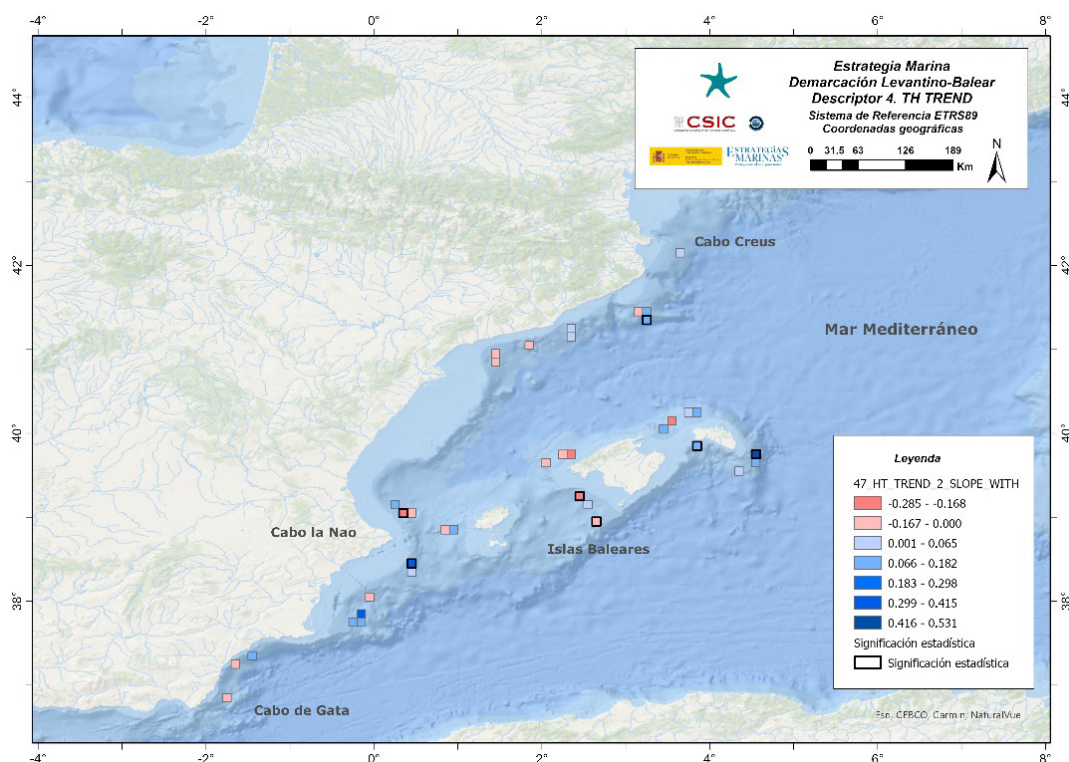


Figura 51. Heterogeneidad trófica. Tendencia temporal para el escenario correspondiente al nivel trófico 2, considerando las especies pelágicas y para el talud de la división levantina. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.

4.1.2. División balear

4.1.2.1. Evaluación para RT-TH en plataforma

Consecución del BEA

Tabla 45. Consecución del buen estado ambiental en los sistemas de plataforma.

Proporción de valor umbral para conseguir el BEA (% de niveles tróficos en BEA)	No relevante
Proporción de niveles tróficos en BEA	No relevante
Resultado de la evaluación	Desconocido
Periodo de evaluación	2001-2022



Resumen de los resultados de la evaluación del indicador

Tabla 46. Resultados de la evaluación en plataforma.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Grupo trófico	RT-TH	Estado	Tendencia
Depredadores apicales	-1,540**		↘
Mesodepredadores & depredadores apicales	-0,440		↔
Toda la comunidad	0,22		↔

Las siguientes figuras muestran las tendencias en la TH para la división balear y para cada uno de los escenarios descritos para los sistemas de plataforma (Figura 52).

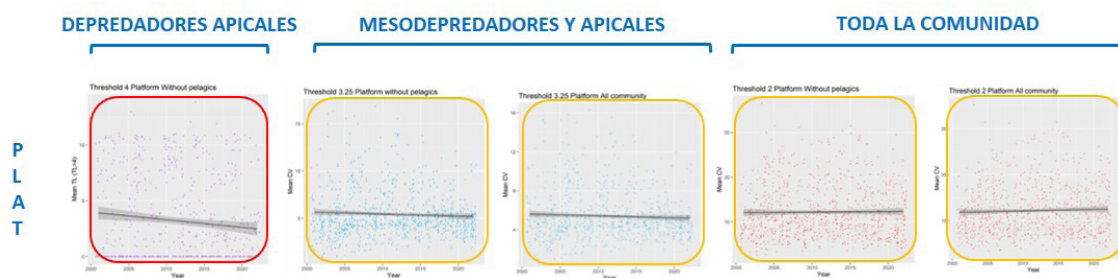


Figura 52. Tendencias temporales de los niveles tróficos promedio en función de los escenarios batimétricos y ecológicos. Marco rojo= tendencias negativas, marco naranja = no hay tendencia significativa, marco verde = tendencias positivas.

Se observa una clara regresión de la heterogeneidad trófica en los resultados de las tendencias de este indicador trófico para la plataforma de la división balear, que engloba las aguas insulares de la demarcación, y especialmente en el escenario de los depredadores apicales.

Tabla 47. Tasa de cambio y nivel de significación de la pendiente de la recta para los modelos lineales, expresando las tendencias temporales del indicador trófico por escenario en los sistemas de plataforma.

División balear	Sin pelágicos	Con pelágicos
Depredadores apicales	-1,540**	
Mesodepredadores & depredadores apicales	-0,440	-0,440
Toda la comunidad	0,22	0,66
Valor p del test de significancia estadística *: p<0,05; **: p<0,01; ***: p<0,001		



4.1.2.1.1. Escenario $TL \geq 4.0$ (depredadores apicales)

Resumen de los resultados de la evaluación

Tabla 48. Resultados de la evaluación de depredadores apicales en sistemas de plataforma.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: $\leftrightarrow$ Estable; $\nearrow$ Mejora; $\searrow$ En deterioro; n.r. no relevante; $?$ Desconocido

Grupo trófico	RT-TH	Estado	Tendencia
Depredadores apicales	-1,540**		$\searrow$

Resultados de la evaluación del análisis temporal a escala de demarcación

Estado desconocido. La tendencia temporal del indicador en la plataforma muestra patrones claros de disminución de la riqueza trófica, con una disminución del valor del indicador de -1,540**, desde el inicio de la serie en 2001

Análisis espacio-temporal

La división balear se caracteriza por presentar los valores más extremos, con una baja riqueza trófica en el área suroeste de Mallorca, especialmente en aguas de la bahía de Palma, y con algunas celdas con los valores más altos de toda la demarcación en la cara norte de la isla y en el entorno de cala Figuera (Figura 53).

En lo que se refiere a las tendencias temporales y a diferencia de lo que ocurre en las aguas continentales de la división levantina, la división balear se caracteriza por una pérdida acusada y generalizada de heterogeneidad trófica (Figura 54).

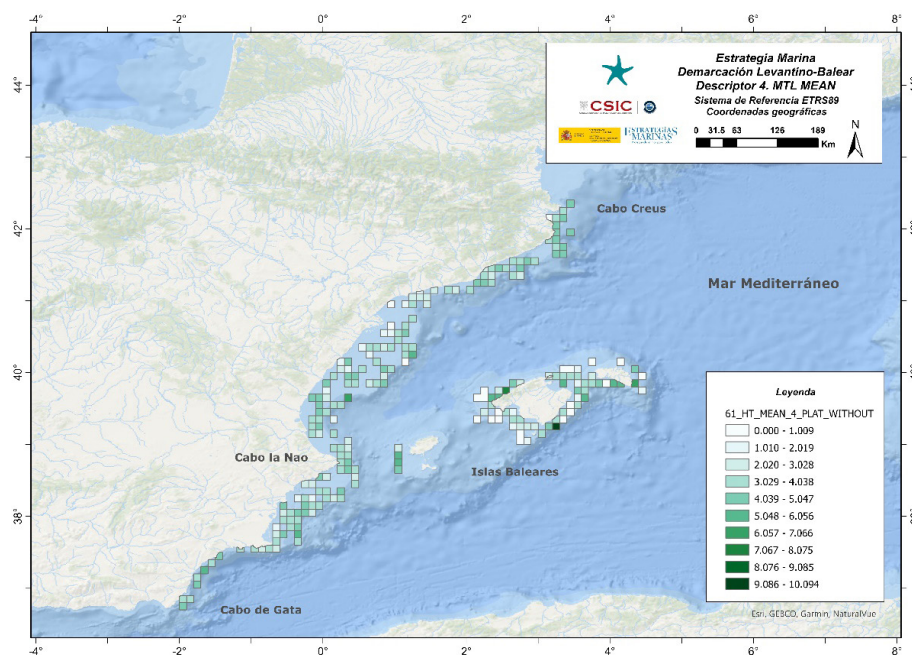


Figura 53. Heterogeneidad trófica. Valores promedio para el escenario correspondiente al nivel trófico 4, sin considerar a las especies pelágicas y para la plataforma de la división balear.



En el escenario que hace referencia únicamente a los depredadores apicales, los resultados no varían independientemente de si se consideran las especies pelágicas o no. Esto es debido a que, en el caso de las demarcaciones mediterráneas, no hay especies pelágicas consideradas en este estudio que presenten un TL de 4 o superior.

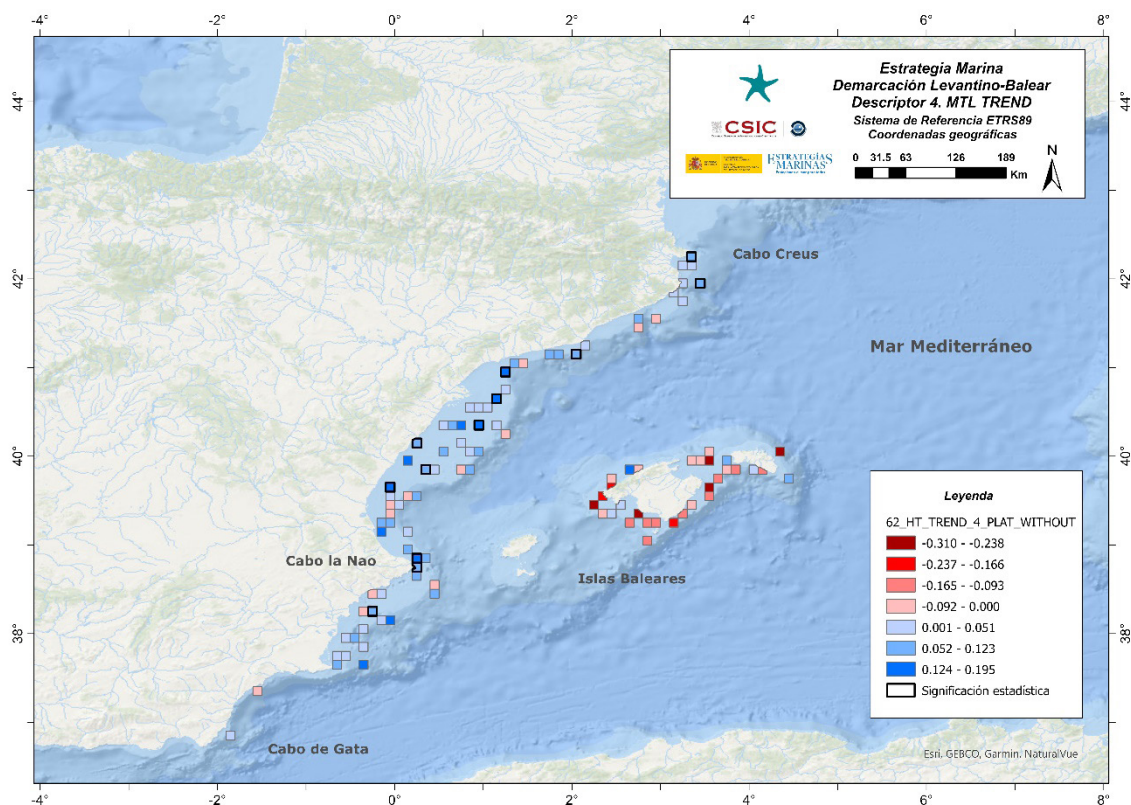


Figura 54. Heterogeneidad trófica. Tendencia temporal para el escenario correspondiente al nivel trófico 4, sin considerar a las especies pelágicas y para la plataforma de la división balear. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.

4.1.2.1.2. Escenario $TL \geq 3.25$ (mesodepredadores y predadores apicales)

Resumen de los resultados de la evaluación

Tabla 49. Resultados de la evaluación de mesodepredadores y depredadores apicales en sistemas de plataforma.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Grupo trófico	RT-TH	Estado	Tendencia
Mesodepredadores y depredadores apicales	-0,440		↘



Resultados de la evaluación del análisis temporal a escala de demarcación

Estado desconocido. La heterogeneidad trófica tiene un valor de -0,440, al no tener significación, la tendencia a lo largo de la serie desde 2001, se mantiene estable, con lo que los resultados del indicador no permiten extrapolar sus valores a la evaluación del estado ambiental.

Análisis espacio-temporal

Del mismo modo que ocurría en el escenario anterior, no se detecta ningún cambio para este escenario, los valores de heterogeneidad trófica encontrados en la división balear son sensiblemente inferiores a los que caracterizan a los ecosistemas de la división levantina. Esto es debido a la alta dominancia de algunos mesodepredadores en las aguas de la plataforma insular. De este modo, aunque todavía se pueden ver celdas con una elevada heterogeneidad trófica, en general, se puede hablar de los niveles más bajos de las dos demarcaciones estudiadas.

En lo que se refiere a las tendencias temporales, existen importantes diferencias en las aguas de la división para este escenario. Mientras que, en la cara más oriental de las islas, en general se aprecia una tendencia temporal creciente y de recuperación de la riqueza trófica, por el contrario, en la cara más occidental es evidente una disminución de la heterogeneidad trófica. Globalmente se puede identificar una disminución de la riqueza trófica, aunque los resultados no son significativos.

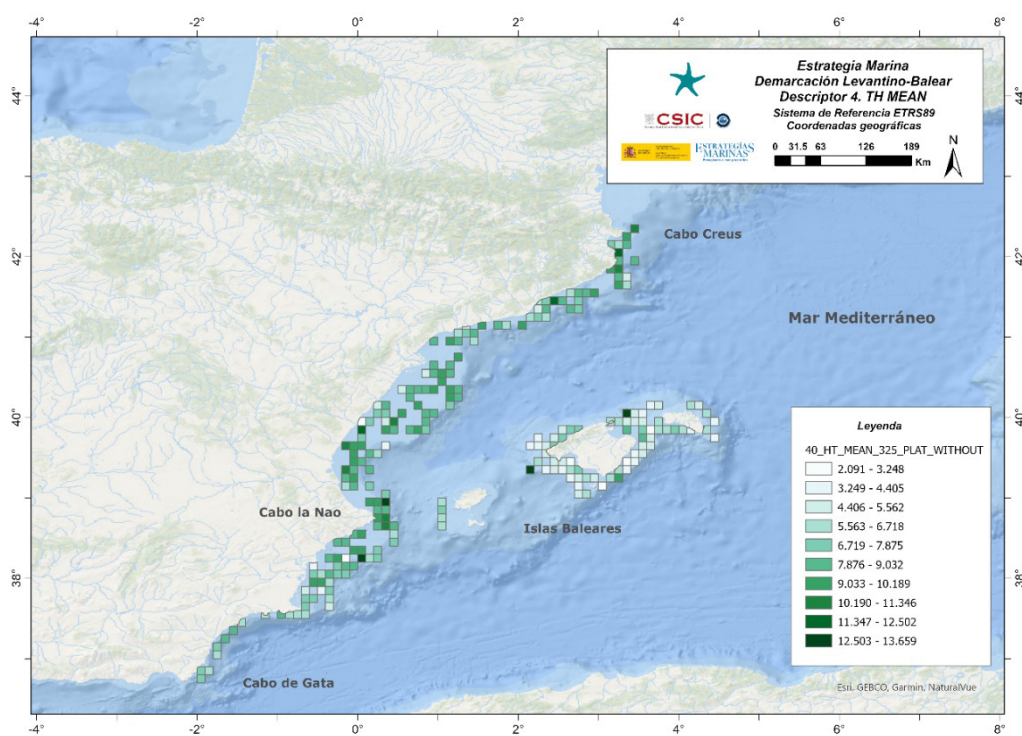


Figura 55. Heterogeneidad trófica. Valores promedio para el escenario correspondiente al nivel trófico 3.25, sin considerar a las especies pelágicas y para la plataforma de la división balear.

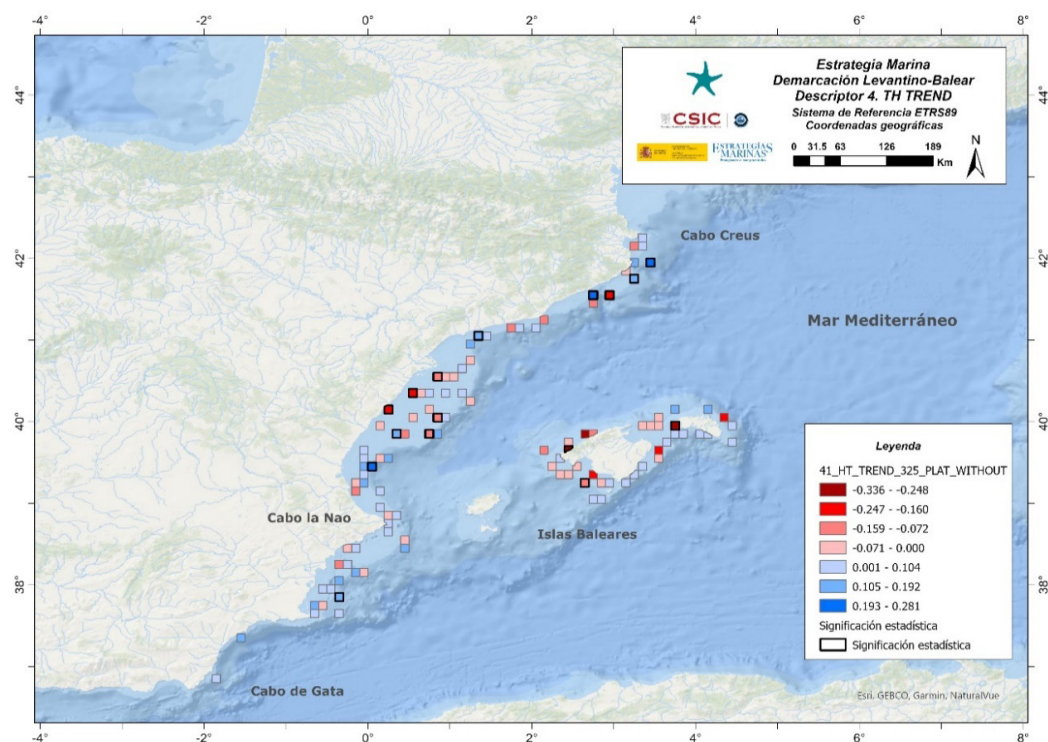


Figura 56. Heterogeneidad trófica. Tendencia temporal para el escenario correspondiente al nivel trófico 3.25, sin considerar a las especies pelágicas y para la plataforma de la división balear. Las celdas enmarcadas en negra representan cambios significativos de los modelos.

No existen diferencias significativas en los resultados según se incluya a las especies pelágicas en el estudio o no.

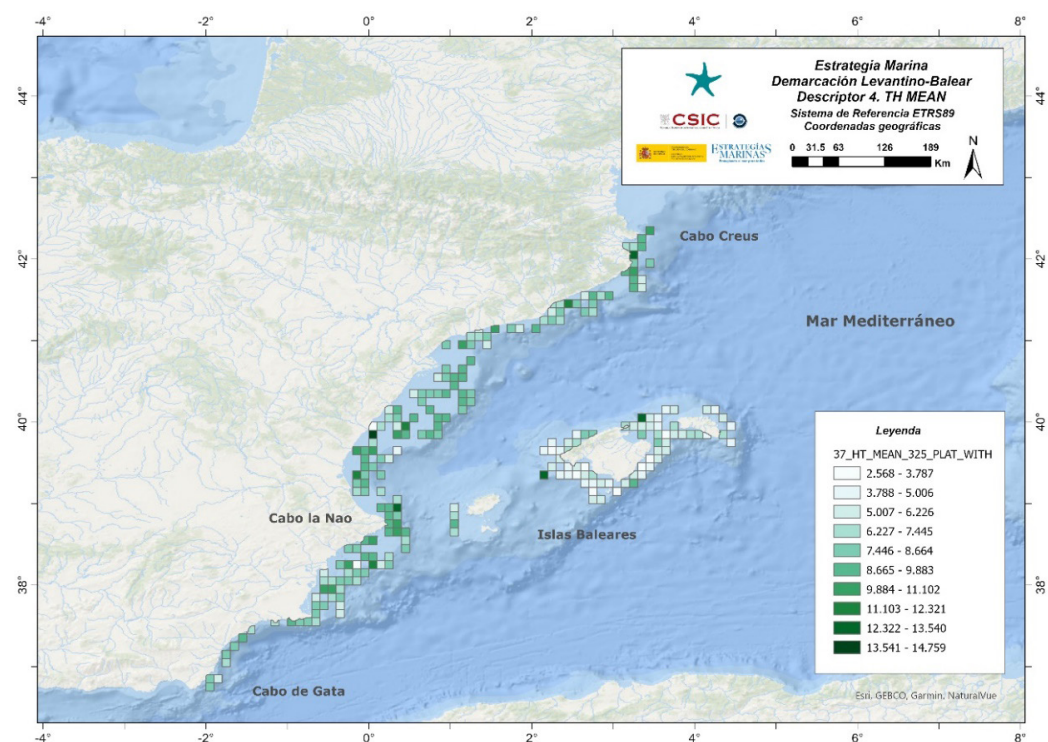


Figura 57. Heterogeneidad trófica. Valores promedio para el escenario correspondiente al nivel trófico 3.25, considerando las especies pelágicas y para la plataforma de la división balear.

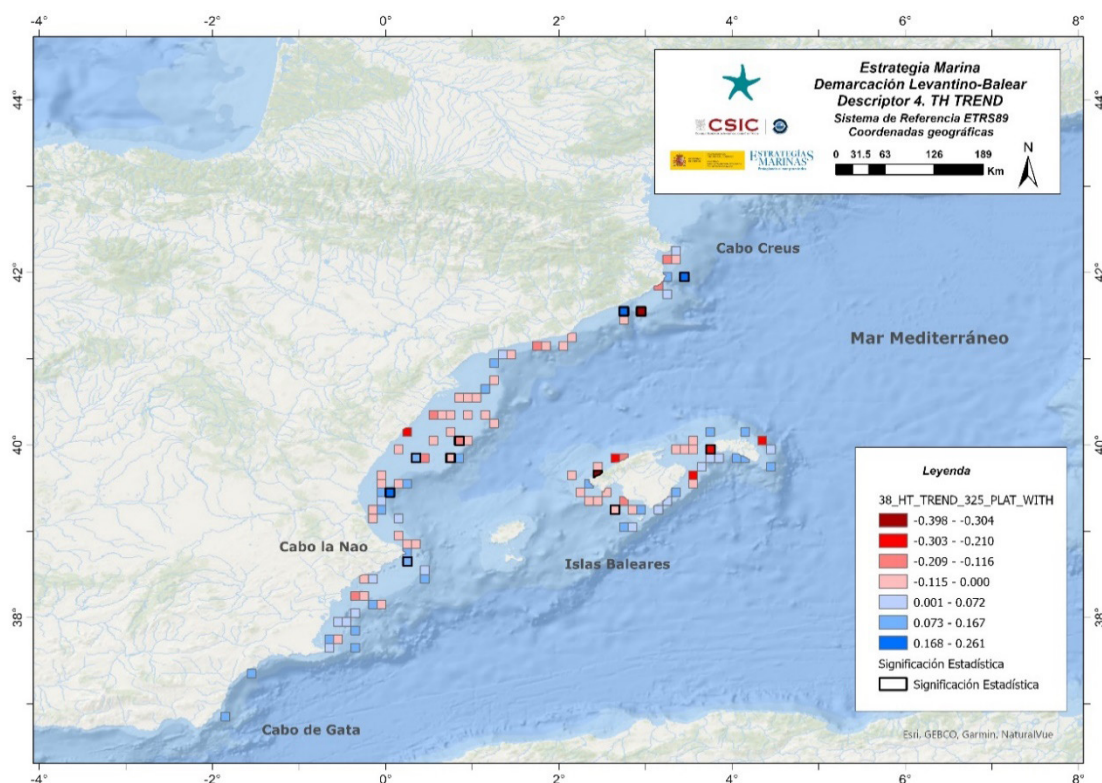


Figura 58. Heterogeneidad trófica. Tendencia temporal para el escenario correspondiente al nivel trófico 3.25, considerando las especies pelágicas y para la plataforma de la división balear. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.

4.1.2.1.3. Escenario $TL \geq 2$ (toda la comunidad)

Resumen de los resultados de la evaluación

Tabla 50. Resultados de la evaluación de toda la comunidad en sistemas de plataforma.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: $\leftrightarrow$ Estable; $\nearrow$ Mejora; $\searrow$ En deterioro; n.r. no relevante; ? Desconocido

Grupo trófico	RT-TH	Estado	Tendencia
Toda la comunidad	0,220	 	$\leftrightarrow$

Resultados de la evaluación del análisis temporal a escala de demarcación

Estado desconocido. Los resultados del indicador no permiten extrapolar sus valores a la evaluación del estado ambiental, no obstante, se observa un aumento de la heterogeneidad trófica, sin nivel de significación, en cuanto a la tendencia del índice desde 2001.



Análisis espacio-temporal

Al contrario que ocurría en los escenarios anteriores, cuando se considera el total de los consumidores en el análisis, los valores obtenidos en la división balear son comparables a los del resto de la demarcación. Tan sólo las áreas al sur de Mallorca y norte de Menorca presentan valores de heterogeneidad trófica algo menores que la media (Figura 59). Los resultados en general no cambian cuando excluimos a los pelágicos del análisis, ya que en general, los pequeños pelágicos tienen poca relevancia en las aguas de la división balear.

En cuanto a las tendencias temporales del indicador, se aprecian diferencias importantes a nivel local dentro de la división. Mientras en el canal de Menorca y norte de Menorca la tendencia parece mostrar signos de recuperación de la riqueza trófica, fuera de ella parecen dominar las tendencias negativas (Figura 59). La falta de uniformidad en los resultados a lo largo de la división supone que no haya significación en el análisis global. El poco peso que tienen las especies pelágicas supone que apenas haya diferencias en los resultados cuando se comparan los escenarios con/sin especies pelágicas.

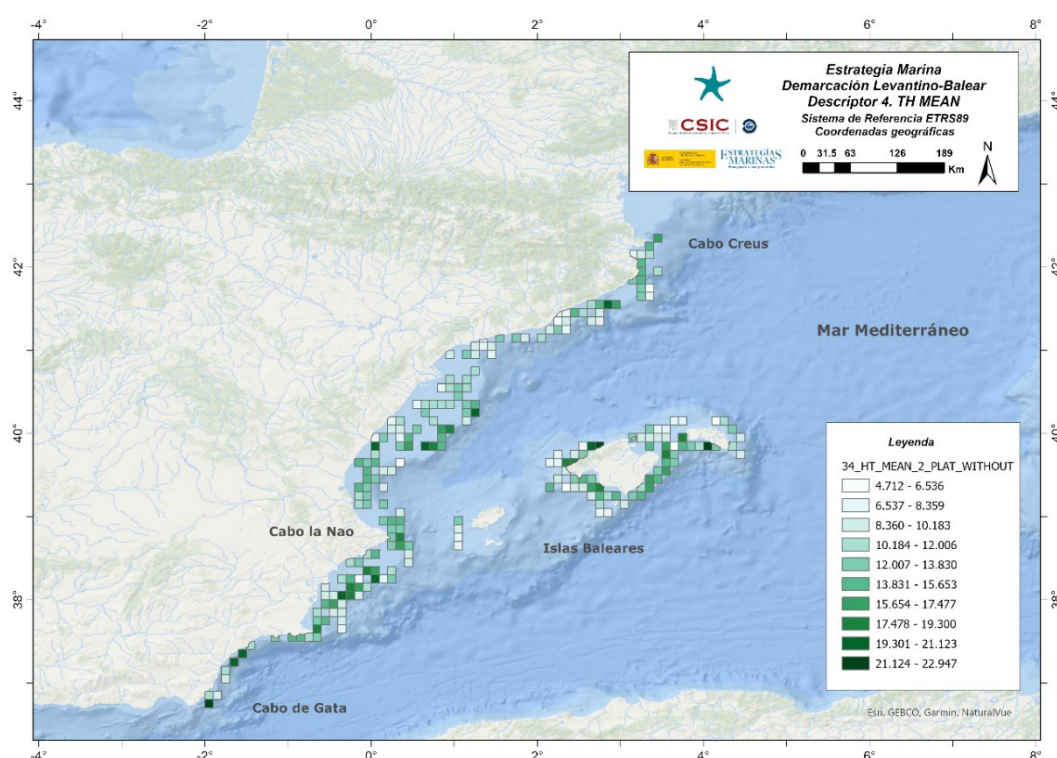


Figura 59. Heterogeneidad trófica. Valores promedio para el escenario correspondiente al nivel trófico 2, sin considerar a las especies pelágicas y para la plataforma de la división balear.

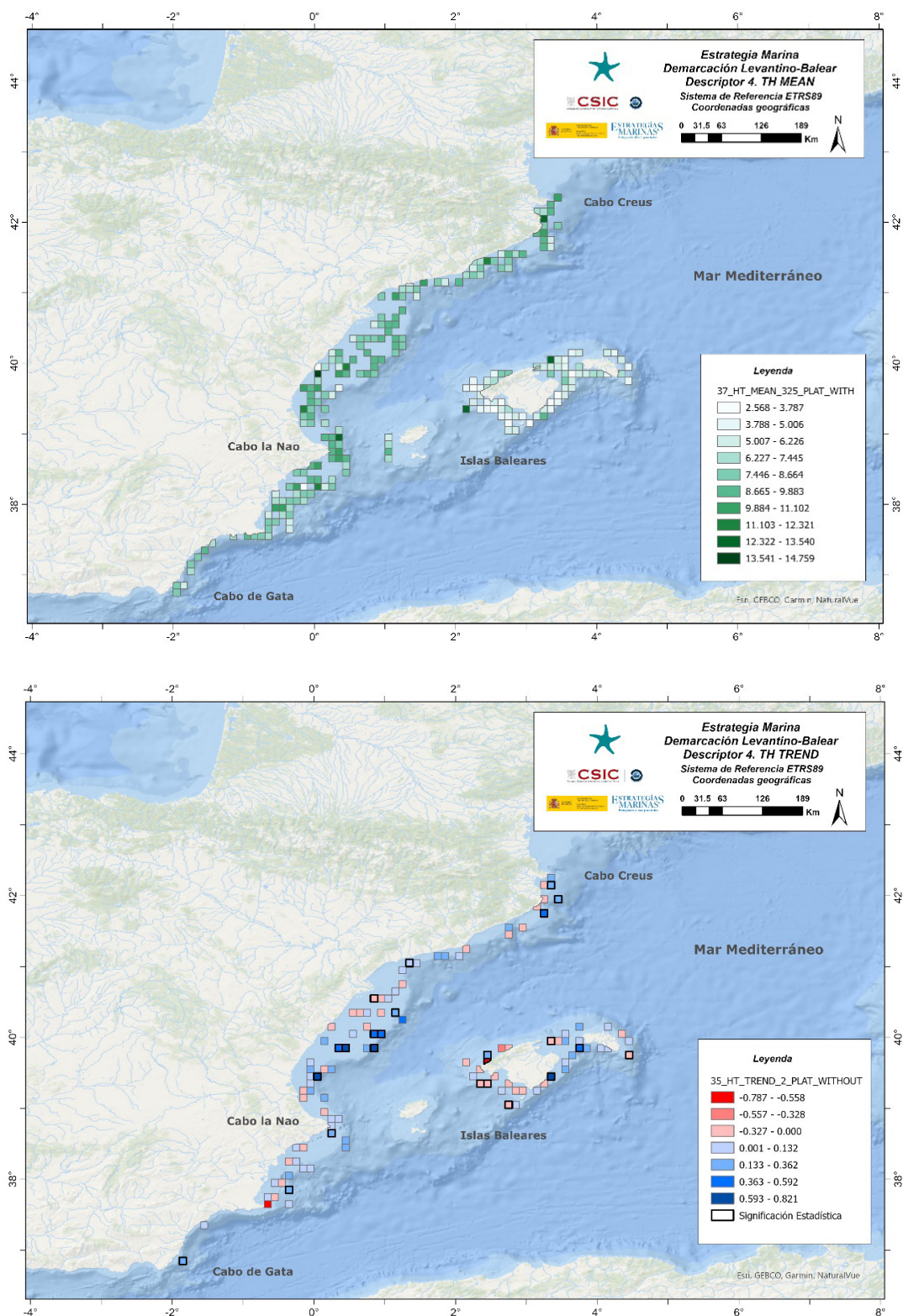


Figura 60. Heterogeneidad trófica. Tendencia temporal para el escenario correspondiente al nivel trófico 2, sin considerar a las especies pelágicas y para la plataforma de la división balear. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.

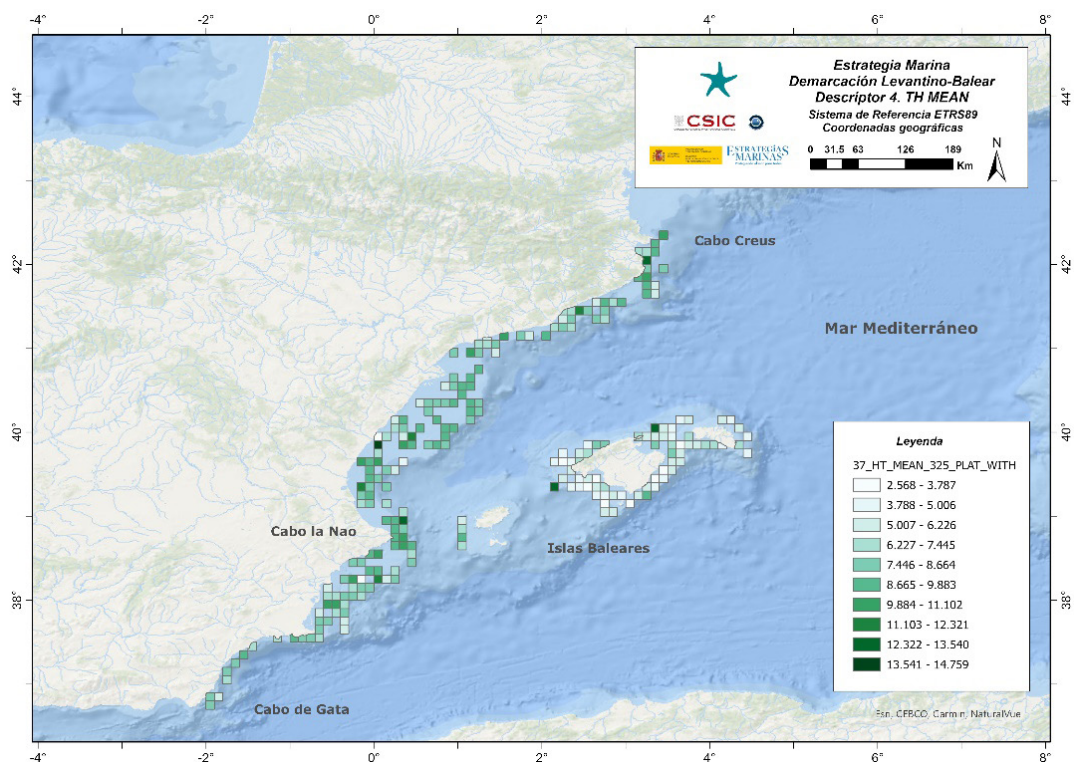


Figura 61. Heterogeneidad trófica. Valores promedio para el escenario correspondiente al nivel trófico 2, considerando las especies pelágicas y para la plataforma de la división balear.

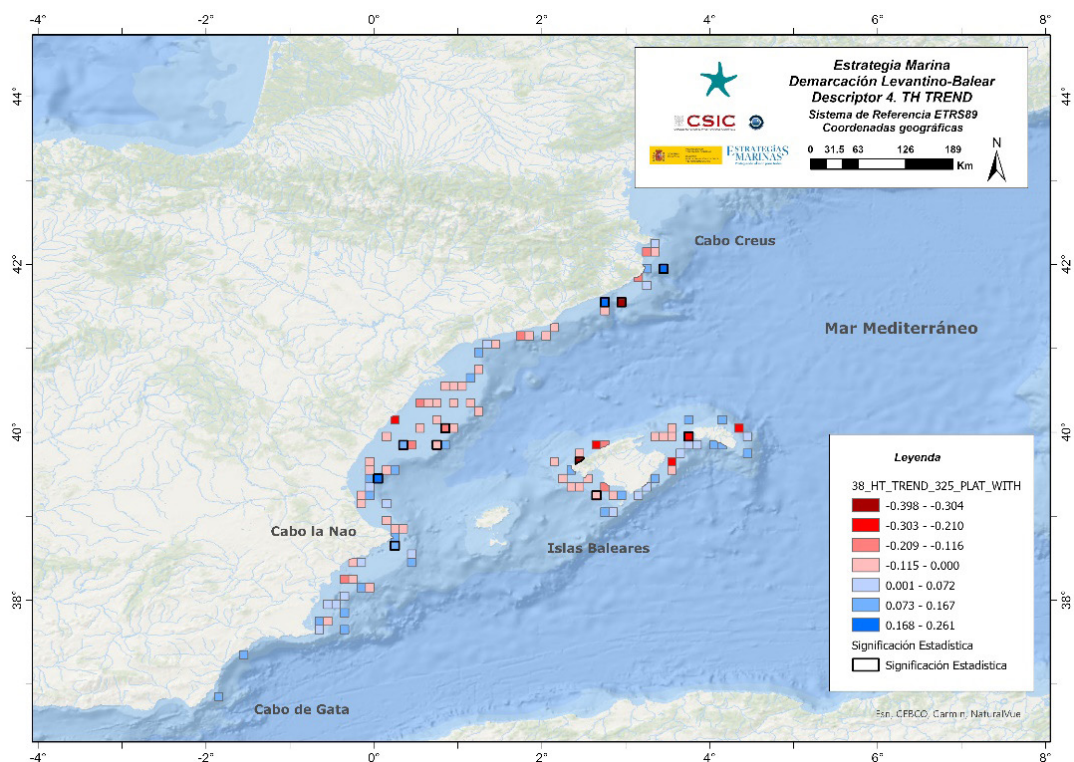


Figura 62. Heterogeneidad trófica. Tendencia temporal para el escenario correspondiente al nivel trófico 2, considerando las especies pelágicas y para la plataforma de la división balear. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.



4.1.2.2. Evaluación RT-TH en sistemas de talud

Consecución del BEA

Tabla 51. Consecución del buen estado ambiental en los sistemas de talud.

Proporción de valor umbral para conseguir el BEA (% de niveles tróficos en BEA)	No relevante
Proporción de niveles tróficos en BEA	No relevante
Resultado de la evaluación	Desconocido
Periodo de evaluación	2001-2022

Resultados de la evaluación del indicador

Tabla 52. Resultados de la evaluación en fondos sedimentarios de talud.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Grupo trófico	RT-TH	Estado	Tendencia
Depredadores apicales	0,660**		↗
Mesodepredadores & depredadores apicales	0,660***		↗
Toda la comunidad	-0,220		↔

Las siguientes figuras muestran las tendencias en la TH para la división balear y para cada uno de los escenarios descritos para los sistemas de talud sin considerar las especies pelágicas (Figura 63).

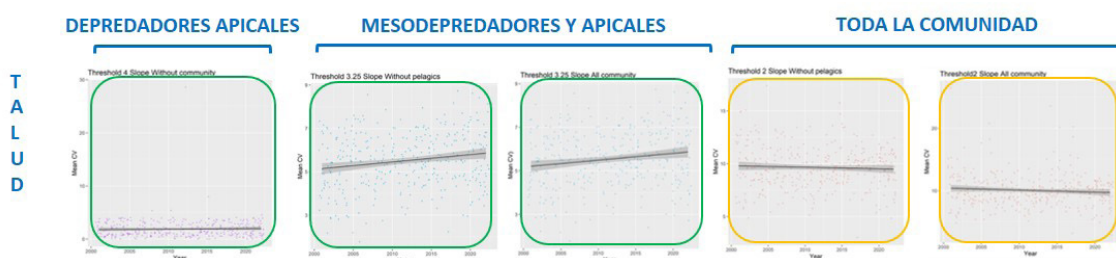


Figura 63. Tendencias temporales de los niveles tróficos promedio en función de los escenarios batimétricos y ecológicos. Marco rojo= tendencias negativas, marco naranja = no hay tendencia significativa, marco verde = tendencias positivas.

Los resultados de las tendencias de este indicador para el talud de la división balear muestran en todos los escenarios una clara mejoría de la riqueza trófica a excepción de cuando consideramos a toda la comunidad (Tabla 53).



Tabla 53. Tasa de cambio y nivel de significación de la pendiente de la recta para los modelos lineales, expresando las tendencias temporales del indicador trófico por escenario en los sistemas de talud.

División balear	Sin pelágicos	Con pelágicos
Depredadores apicales	0,660**	
Mesodepredadores & depredadores apicales	0,660**	0,660**
Toda la comunidad	0,880*	0,660
Valor p del test de significancia estadística *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$		

4.1.2.2.1. Escenario $TL \geq 4.0$ (depredadores apicales)

Resumen de los resultados de la evaluación

Tabla 54. Resultados de la evaluación de los depredadores apicales en sistemas de talud.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Grupo trófico	RT-TH	Estado	Tendencia
Depredadores apicales	0,660**	■	↗

Resultados de la evaluación del análisis temporal a escala de demarcación

Estado desconocido. El indicador RT-TH para los depredadores apicales en la zona de talud presenta valores muy heterogéneos, generalmente positivos y con alta significación.

Análisis espacio-temporal

Del mismo modo que ocurría con la plataforma, los valores de heterogeneidad trófica encontrados en el talud de las aguas baleáricas se caracterizan por ser mucho más bajos que los registrados en las aguas de la división levantina. Las tendencias temporales del indicador no son concluyentes, con un incremento global de la heterogeneidad trófica (Figura 65).

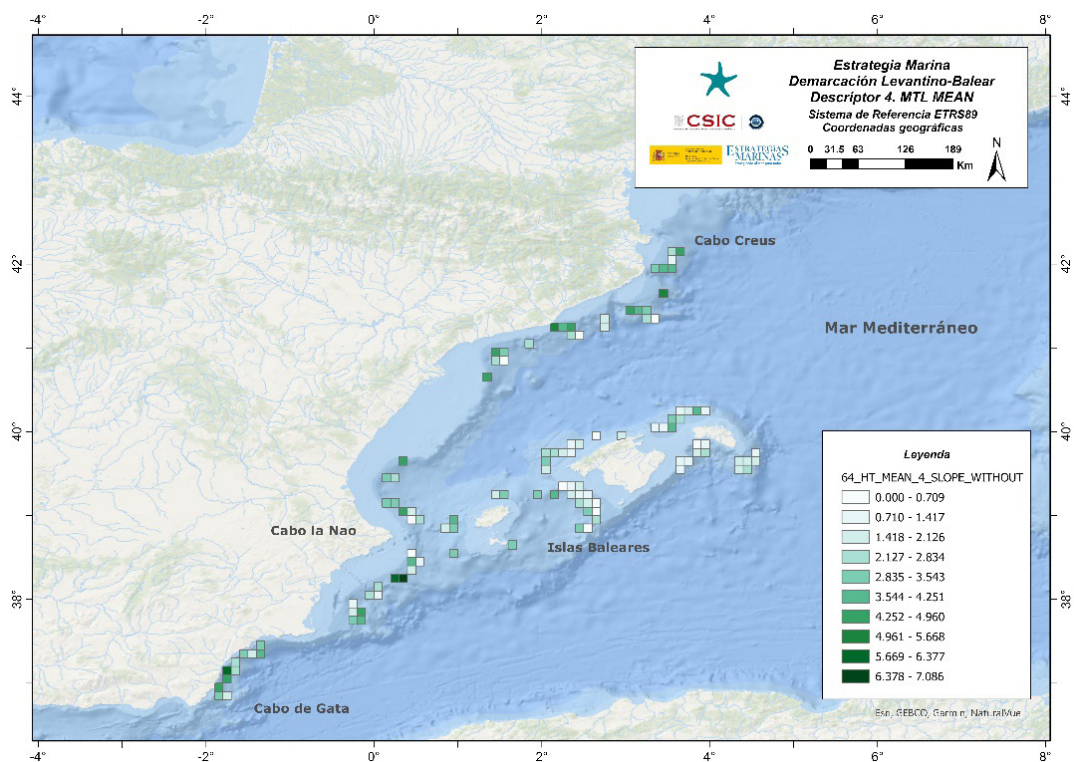


Figura 64. Heterogeneidad trófica. Valores promedio para el escenario correspondiente al nivel trófico 4, sin considerar a las especies pelágicas y para el talud de la división balear.

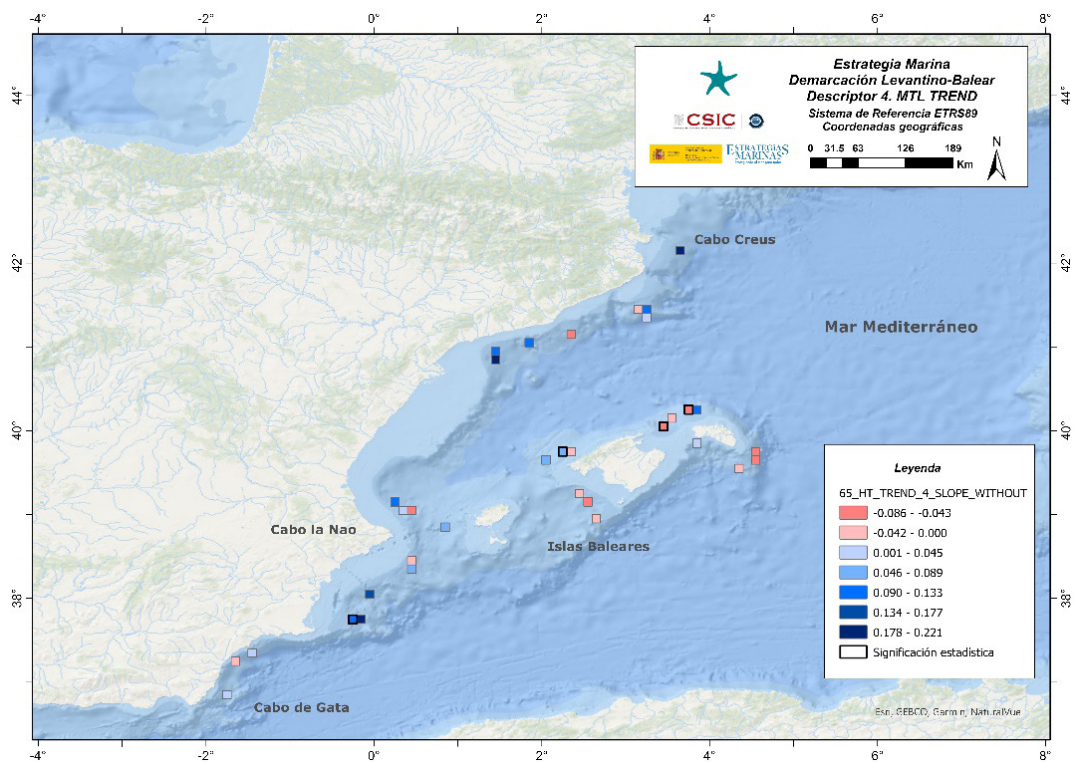


Figura 65. Heterogeneidad trófica. Tendencia temporal para el escenario correspondiente al nivel trófico 4, sin considerar a las especies pelágicas y para el talud de la división balear. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.



4.1.2.2.2. Escenario $TL \geq 3.25$ (mesodepredadores y predadores apicales)

Tabla 55. Resultados de la evaluación de los depredadores apicales y mesodepredadores en sistemas de salud.

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

Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Grupo trófico	RT-TH	Estado	Tendencia
Mesodepredadores y depredadores apicales	0,660***	■	↗

Resumen de los resultados de la evaluación

Resultados de la evaluación del análisis temporal a escala de demarcación

Estado desconocido. En el caso de los mesodepredadores y depredadores apicales, la heterogeneidad trófica presenta valores positivos y con elevada significación.

Análisis espacio-temporal

Los valores de heterogeneidad trófica en este escenario son equiparables a los encontrados en las aguas continentales, y al igual que en éstas, no se identifica un patrón espacial claro para los valores de este indicador. Sin embargo, los valores más altos del indicador parecen encontrarse al norte de la división (Figura 66).

En cuanto al análisis temporal, pudiera haber una respuesta diferencial dentro de la división. Mientras en torno a la isla de Menorca el indicador muestra una clara mejoría, al sur de Mallorca la tendencia temporal es decreciente. A pesar de la variabilidad espacial encontrada, la tendencia general del indicador es significativamente creciente (Figura 67).

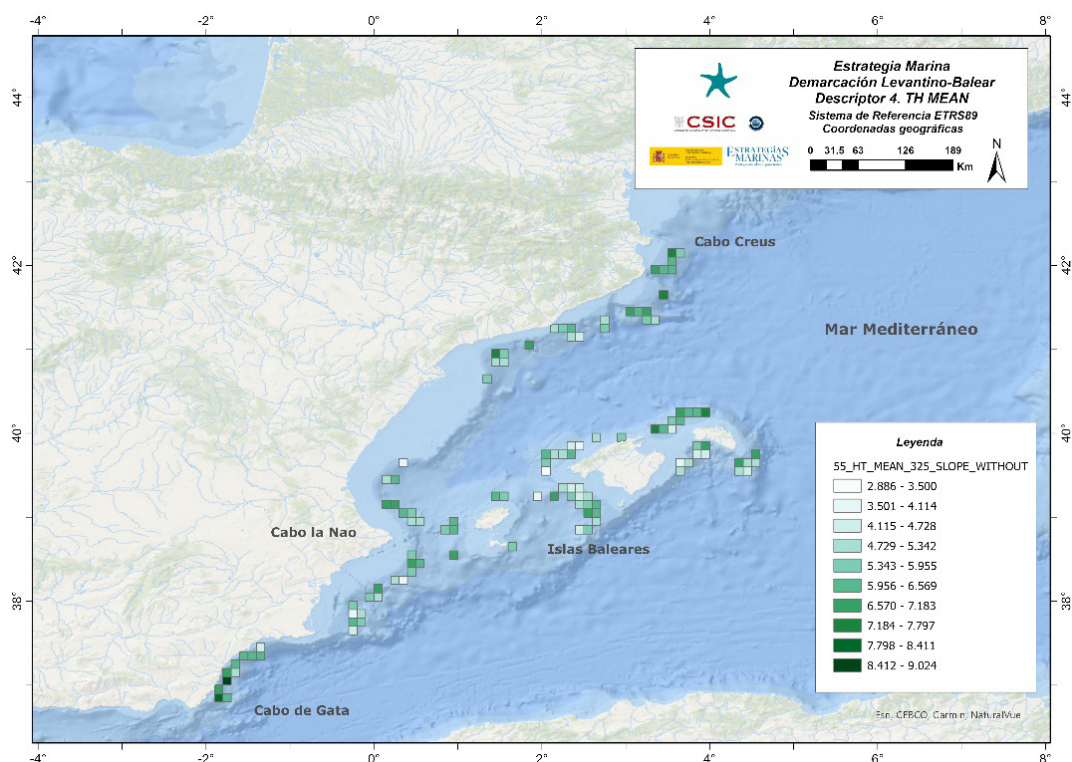


Figura 66. Heterogeneidad trófica. Valores promedio para el escenario correspondiente al nivel trófico 3.25, sin considerar a las especies pelágicas y para el talud de la división balear.

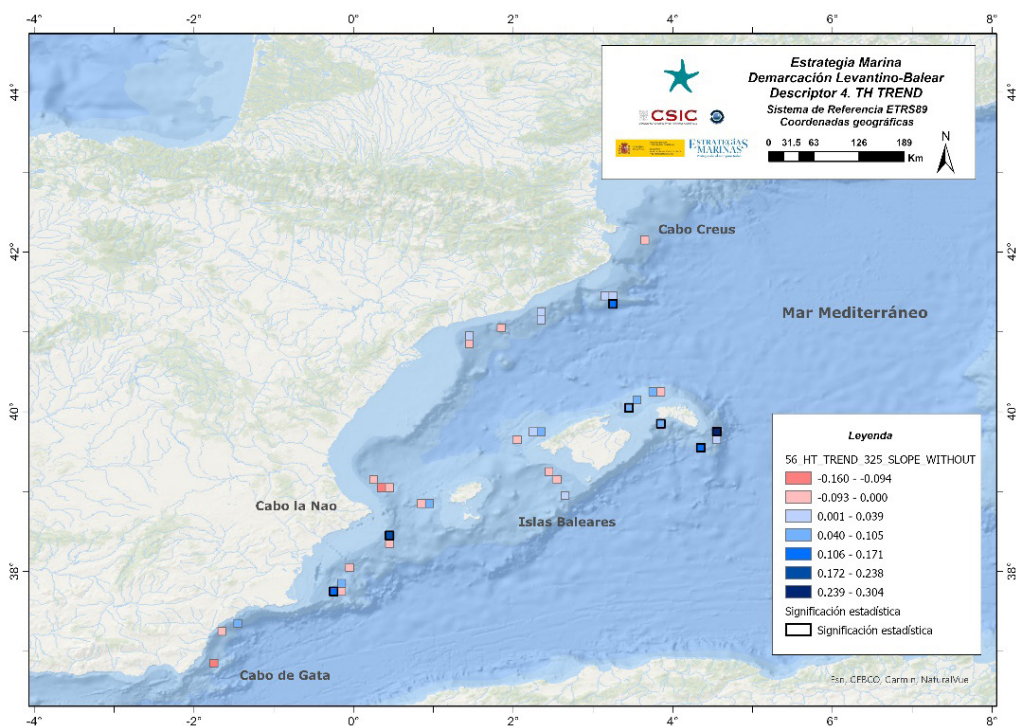


Figura 67. Heterogeneidad trófica. Tendencia temporal para el escenario correspondiente al nivel trófico 3.25, sin considerar a las especies pelágicas y para el talud de la división balear. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.



Tampoco se advierten diferencias significativas entre el escenario que tiene en cuenta las especies pelágicas y el que no.

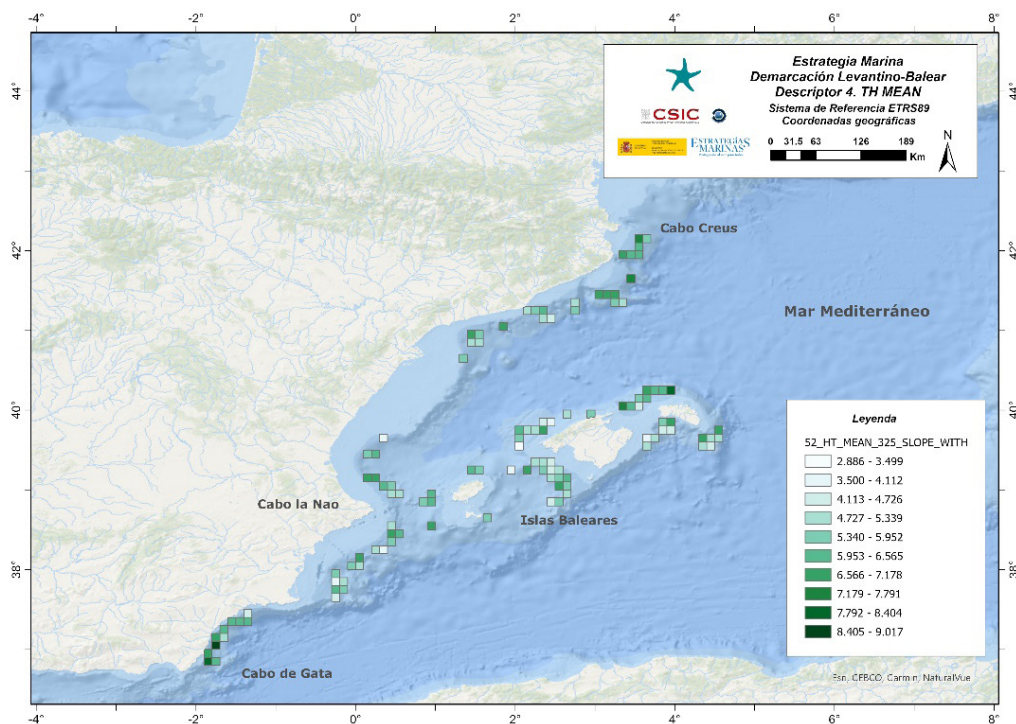


Figura 68. Heterogeneidad trófica. Valores promedio para el escenario correspondiente al nivel trófico 3.25, considerando las especies pelágicas y para el talud de la división balear.

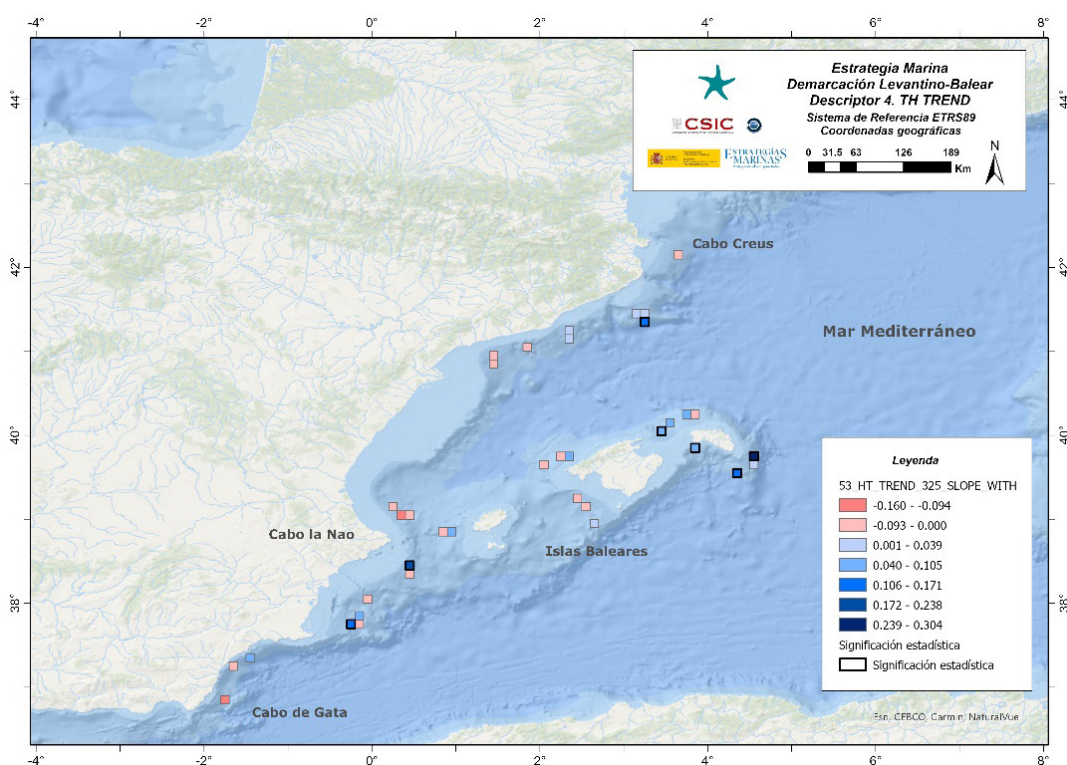


Figura 69. Heterogeneidad trófica. Tendencia temporal para el escenario correspondiente al nivel trófico 3.25, considerando las especies pelágicas y para el talud de la división balear. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.



4.1.2.2.3. Escenario $TL \geq 2$ (toda la comunidad)

Tabla 56. Resultados de la evaluación de toda la comunidad en sistemas de salud.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: $\leftrightarrow$ Estable; $\nearrow$ Mejora; $\searrow$ En deterioro; n.r. no relevante; $?$ Desconocido

Grupo trófico	RT-TH	Estado	Tendencia
Toda la comunidad	-0,220	■	$\leftrightarrow$

Resultados de la evaluación del análisis temporal a escala de demarcación

Estado desconocido. En la zona de salud, cuando se tiene en cuenta a toda la comunidad, la heterogeneidad trófica presenta valores negativos, pero al no ser significativos no se puede dar una tendencia para extrapolar sus valores a la evaluación del estado ambiental.

Análisis espacio-temporal

En conjunto, esta división presenta valores de TH más altos que los de la división levantina, encontrándose los valores más altos en la parte más occidental de Mallorca (Figura 70).

En cuanto al análisis, parece haber una respuesta diferencial dentro de la división. Mientras en torno a la isla de Menorca, el indicador muestra una clara mejoría, al sur de Mallorca la tendencia temporal es decreciente. La tendencia general del indicador es decreciente, aunque no de forma significativa (Figura 71).

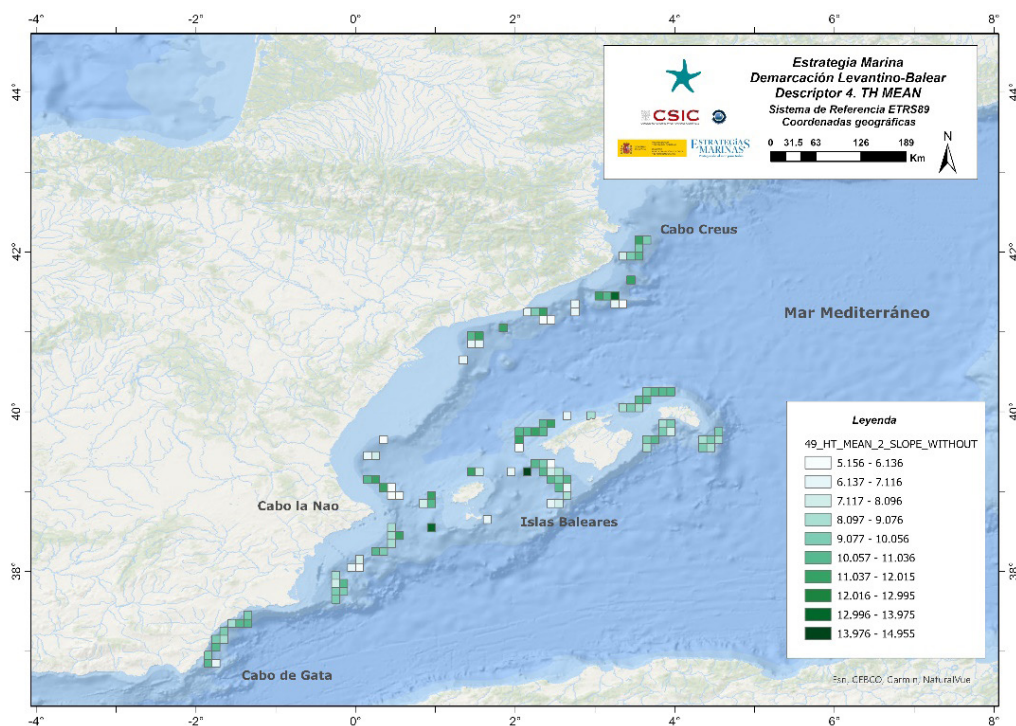


Figura 70. Heterogeneidad trófica. Valores promedio para el escenario correspondiente al nivel trófico 2, sin considerar a las especies pelágicas y para el talud de la división balear.

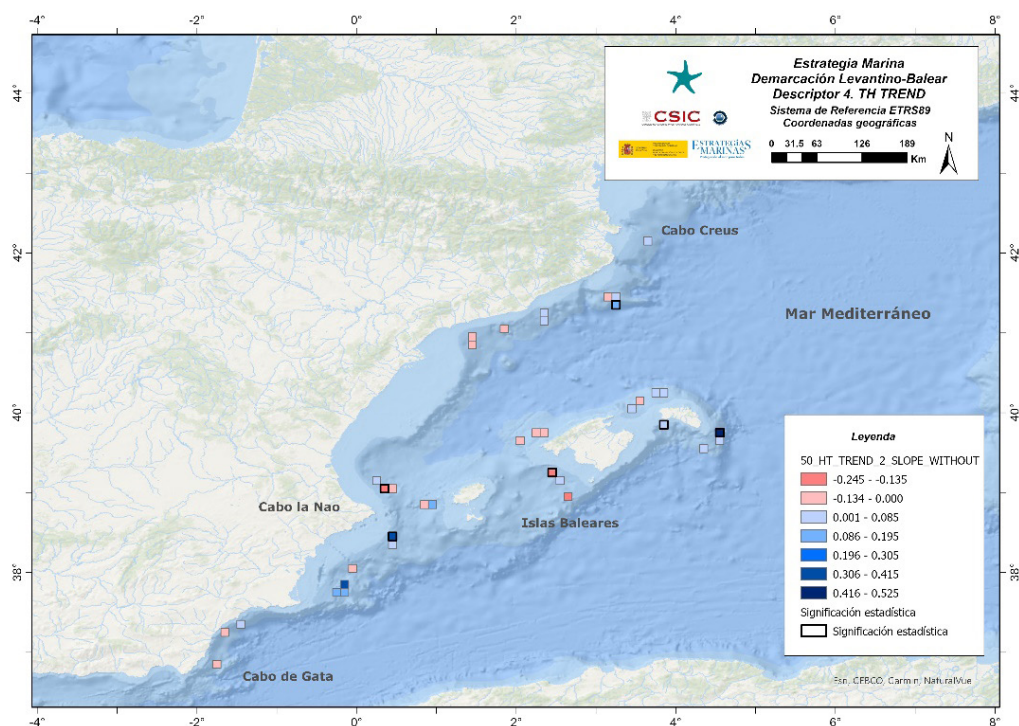


Figura 71. Heterogeneidad trófica. Tendencia temporal para el escenario correspondiente al nivel trófico 2, sin considerar a las especies pelágicas y para el talud de la división balear. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.

Cuando se incluyen los pelágicos en los análisis, la tendencia es positiva, aunque el hecho de que haya una elevada variabilidad espacial hace que esta no sea significativa (Figura 72).

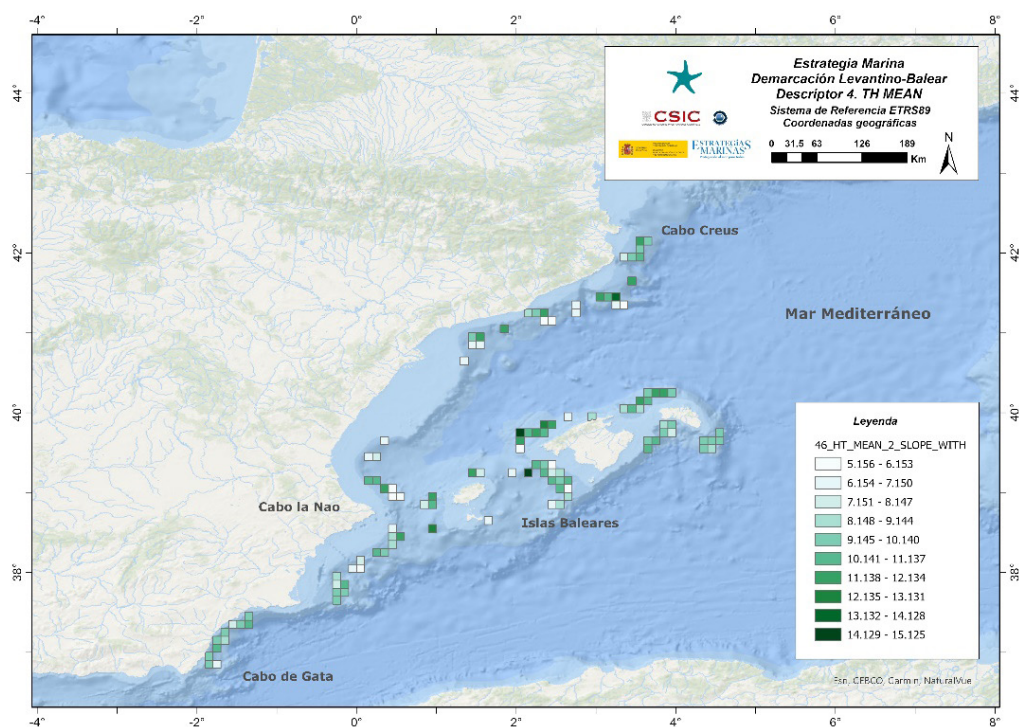


Figura 72. Heterogeneidad trófica. Valores promedio para el escenario correspondiente al nivel trófico 2, considerando las especies pelágicas y para el talud de la división balear.

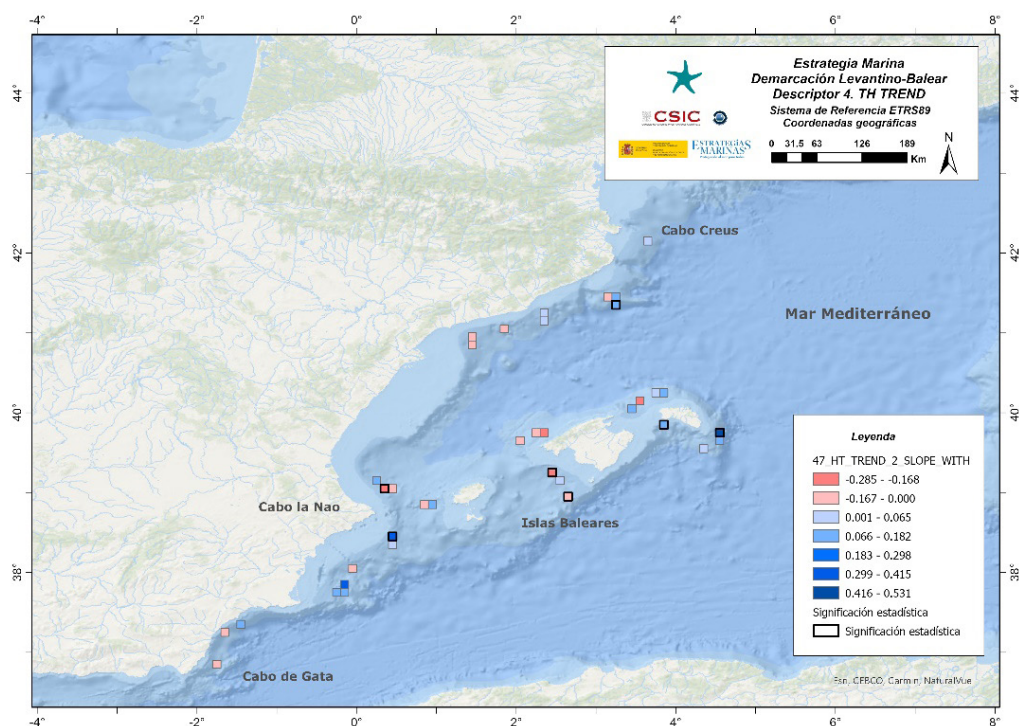


Figura 73. Heterogeneidad trófica. Tendencia temporal para el escenario correspondiente al nivel trófico 2, considerando las especies pelágicas y para el talud de la división balear. Las celdas enmarcadas en negrita representan cambios significativos de los modelos.



4.2. Conclusiones del indicador RT-TH

Los resultados de esta demarcación han sido analizados diferenciando dos áreas con una elevada singularidad. Se trata de la división levantina, que comprende las aguas continentales que van desde cabo de Gata hasta cabo de Creus, y la división balear, que comprende las aguas insulares de la demarcación. La singularidad oceanográfica y geomorfológica de las islas Baleares y la menor presión pesquera a la que estas tradicionalmente han sido sometidas justifica el análisis separado de ambas áreas.

En lo que hace referencia a la heterogeneidad trófica en la plataforma continental, la división levantina ha experimentado una significativa mejora a lo largo de la serie histórica, especialmente cuando consideramos a toda la comunidad de consumidores ($TL \geq 2$). Sin embargo, esta mejoría no se ha podido constatar en la división balear, donde, de forma particular, los depredadores apicales han experimentado una disminución significativa.

En lo que hace referencia a los resultados del indicador en el talud, son mucho más homogéneos entre divisiones. De este modo, ambas divisiones presentan resultados positivos y equiparables cuando se analiza el indicador y sus tendencias a nivel de mesodepredadores y depredadores apicales. Sin embargo, cuando consideramos al conjunto de los consumidores, mientras en la división levantina los resultados siguen mostrando tendencias significativamente positivas cuando excluimos a las especies pelágicas del análisis, los resultados en la división balear no son concluyentes, mostrando una ligera tendencia negativa, aunque no significativa. Por lo tanto, parece haber una singularidad espacial, particularmente en lo referente a la plataforma, que justifica el análisis por separado de ambas divisiones.



Tabla 57. Cuadro resumen de los principales resultados encontrados en la división levantina de la demarcación levantino-balear

DIVISIÓN LEVANTINA					
Car.	Esc.	Cambio total	Tend.	Patrón espacial	Zonas de interés
Plataforma	TL $\geq$ 4	0,88***	SEÑAL DE MEJORA	Sin patrón espacial evidente. Delta del Ebro: valores inferiores a los del resto de la división	Tendencias: Positivas generalizadas con elevado grado de significación Golfo de Valencia: Tendencias poco uniformes con algunos valores negativos
	TL $\geq$ 3.25 SIN PELÁGICOS	0,88***	SEÑAL DE MEJORA	Sin patrón espacial evidente. Valores más altos en torno al Cabo de la Nao y Cabo Creus	Tendencias: Positivas significativas pero con escasa uniformidad Dominancia de tendencias negativas en la zona de influencia del Delta del Ebro
	TL $\geq$ 3.25 CON PELÁGICOS	0,22	SEÑAL DE MEJORA	Sin patrón espacial evidente. Valores más altos en torno al Cabo de la Nao y Golfo de Valencia Fuerte efecto de los pequeños pelágicos en el indicador	Tendencias: Sin tendencia y con escasa uniformidad Dominancia de tendencias negativas en la zona de influencia del Delta del Ebro
	TL $\geq$ 2 SIN PELÁGICOS	3,08***	SEÑAL DE MEJORA	Sin patrón espacial evidente.	Tendencias: Positivas y con alta significación pero con escasa uniformidad Dominancia de tendencias negativas al sur del Delta del Ebro
	TL $\geq$ 2 CON PELÁGICOS	1,32***	SEÑAL DE MEJORA	Sin patrón espacial evidente. Delta del Ebro: valores medios más bajos debido a los pequeños pelágicos	Tendencias: Sin un patrón espacial evidente. Delta del Ebro: tendencias mayoritariamente negativas en su zona de influencia



DIVISIÓN LEVANTINA					
Car.	Esc.	Cambio total	Tend.	Patrón espacial	Zonas de interés
Talud	$TL \geq 4$	0,66**	SEÑAL DE MEJORA	Sin patrón espacial evidente Valores muy heterogéneos	Tendencias: valores generalmente positivos pero sin un patrón espacial evidente.
	$TL \geq 3.25$ SIN PELÁGICOS	0,66**	SEÑAL DE MEJORA	Sin patrón espacial evidente. Valores más altos al norte de Cabo de Gata	Tendencias: valores generalmente positivos pero sin un patrón espacial evidente.
	$TL \geq 3.25$ CON PELÁGICOS	0,66**	SEÑAL DE MEJORA	Sin patrón espacial evidente. Valores más altos al norte de Cabo de Gata y Cabo de Creus	Tendencias: valores generalmente positivos pero sin un patrón espacial evidente.
	$TL \geq 2$ SIN PELÁGICOS	0,88*	SEÑAL DE MEJORA	Sin patrón espacial evidente. Valores más altos en el extremo norte de la división	Tendencias: valores generalmente positivos pero sin un patrón espacial evidente.
	$TL \geq 2$ CON PELÁGICOS	0,66	RESILIENTE	Sin patrón espacial evidente. Valores más altos en el extremo norte de la división Efecto de las especies pelágicas sobre la significación del indicador	Tendencias: valores generalmente positivos pero sin un patrón espacial evidente.



Tabla 58. Cuadro resumen de los principales resultados encontrados en la división balear de la demarcación levantino-balear

DIVISIÓN BALEAR					
Car.	Esc.	Cambio total	Tendencia	Patrón Espacial	Zonas de interés
Plataforma	$TL \geq 4$	-1,54**	SEÑAL DE ALARMA	Alta heterogeneidad espacial y falta de patrón Bahía de Palma: Baja riqueza trófica Norte Mallorca y Cala Figuera: valores más altos de la demarcación	Tendencias: Pérdida acusada y generalizada de riqueza trófica
	$TL \geq 3.25$ SIN PELÁGICOS	-0,44	RESILIENTE	Valores en general homogéneos y sensiblemente más bajos que los de la división levantina	Tendencias: Positivas significativas pero con escasa uniformidad Dominancia de tendencias negativas en la zona noroeste de Mallorca y Menorca
	$TL \geq 3.25$ CON PELÁGICOS	-0,44	RESILIENTE	Valores en general homogéneos y sensiblemente más bajos que los de la división levantina	Tendencias: Marcadas diferencias a nivel local Cara oriental de las islas: tendencia positiva Cara occidental: pérdida de riqueza trófica
	$TL \geq 2$ SIN PELÁGICOS	0,22	RESILIENTE	Valores equiparables a los obtenidos en aguas levantinas Sur de Mallorca y Norte de Menorca: valores de riqueza trófica algo inferiores a la media	Tendencias: Marcadas diferencias a nivel local Canal de Menorca: signos de recuperación de la heterogeneidad En el resto dominan las tendencias negativas
	$TL \geq 2$ CON PELÁGICOS	0,66	RESILIENTE	Valores equiparables a los obtenidos en aguas levantinas Sur de Mallorca y Norte de Menorca: valores de riqueza trófica algo inferiores a la media	Tendencias: Marcadas diferencias a nivel local Canal de Menorca: signos de recuperación de la heterogeneidad En el resto dominan las tendencias negativas



DIVISIÓN BALEAR					
Car.	Esc.	Cambio total	Tendencia	Patrón Espacial	Zonas de interés
Talud	$TL \geq 4$	0,66**	SEÑAL DE MEJORA	Valores en general homogéneos y sensiblemente más bajos que los de la división levantina	Tendencias: Alta heterogeneidad espacial de los resultados sin un patrón espacial evidente
	$TL \geq 3.25$ SIN PELÁGICOS	0,66***	SEÑAL DE MEJORA	Sin patrón espacial evidente. Valores más altos en la parte norte de la división	Tendencias: Alta heterogeneidad espacial de los resultados Noreste de Mallorca: Aumento de la heterogeneidad trófica Suroeste de Mallorca: Pérdida de riqueza trófica
	$TL \geq 3.25$ CON PELÁGICOS	0,66**	SEÑAL DE MEJORA	Sin patrón espacial evidente. Valores más altos en la parte norte de la división	Tendencias: Alta heterogeneidad espacial de los resultados Noreste de Mallorca: Aumento de la heterogeneidad trófica Suroeste de Mallorca: Pérdida de riqueza trófica
	$TL \geq 2$ SIN PELÁGICOS	-0,22	RESILIENTE	Sin patrón espacial evidente. Valores más altos que los de la división levantina Valores más altos en la parte occidental de Mallorca	Tendencias: Tendencia general decreciente, aunque no significativa
	$TL \geq 2$ CON PELÁGICOS	-0,66	RESILIENTE	Sin patrón espacial evidente. Valores más altos que los de la división levantina Valores más altos en la parte occidental de Mallorca	Tendencias: Tendencia general decreciente aunque no significativa



4.3. Limitaciones y futuras líneas de trabajo para el indicador RT-TH

Esta es la primera vez que se utiliza la heterogeneidad trófica (TH), como un índice explicativo de la estructura de las redes tróficas de los ecosistemas. Tal como quedó explicado anteriormente, la TH se definió como el coeficiente de variación de los niveles tróficos (TLs) dentro de la comunidad, de forma que es calculada a partir del Nivel Trófico Promedio (MTL).

El objetivo fundamental de esta propuesta es la de complementar la información inferida a partir del MTL para mejorar la capacidad de evaluación del estado de salud ambiental de nuestros ecosistemas. Esto es debido a que el MTL es un indicador de posición central mientras que la TH informa sobre el ancho y forma de la estructura trófica.

Este indicador se construye a partir del primero, de forma que se hace necesario definir con la máxima precisión los TLs de las especies involucradas en el estudio. Para ello, esta metodología prevé, como paso previo, obtener información de los TLs de las presas que forman parte de la dieta de estas especies, y lo hace a través del análisis de isótopos del nitrógeno en el músculo de las presas. La interpretación de los resultados del análisis isotópico es compleja y presupone la definición previa de una línea base que será característica de un determinado entorno.

Por lo tanto, con el fin de mejorar la definición de los TLs de las presas, es necesario perfeccionar el diseño muestral dirigido a tal fin. Los principales retos de este diseño que permitirán mejorar los resultados y con ello el cálculo de la TH son:

- Identificación de aquellas especies que permitan definir la línea base en cada ambiente (plataforma/talud) y por demarcación/división
- Identificación de patrones espaciales que afecten a la determinación de la línea base (isocapas) en el interior de cada demarcación/división

Estos dos aspectos del diseño son de especial importancia para una correcta determinación de los TLs de las presas, a partir de los cuales se podrá definir adecuadamente los TLs de los depredadores.

Para el trabajo actual se ha definido un TL por especie y demarcación/división y para todo el periodo de estudio. Sin embargo, existen factores que condicionan cambios en los TLs de las especies y que en este trabajo no han sido tenidos en cuenta. Los principales factores son:

- **Espacial:** existen diferencias espaciales que condicionan el TL de una especie, fundamentalmente asociados a la profundidad, pero en ocasiones también según un gradiente latitudinal, o simplemente en función del tipo de ambiente y de presas que lo habitan.
- **Temporal:** en una escala temporal pueden producirse cambios en los ecosistemas que provoquen cambios en la disponibilidad de alimento, la estrategia trófica de las especies, y por lo tanto, en sus TLs.
- **Ontogénicos:** a lo largo del crecimiento de las especies generalmente se producen cambios en la estrategia trófica, modificándose el tipo y/o tamaño de presas que consumen y su grado de especialización.

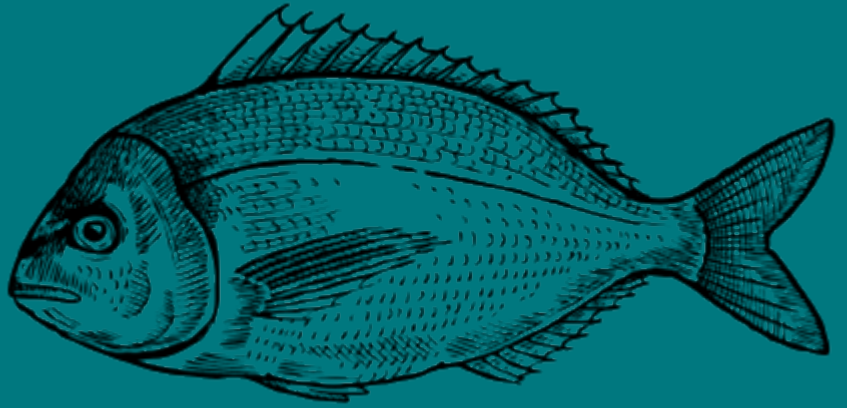
Para el futuro, es necesario definir con más precisión los TLs de las especies que intervienen en el estudio, asignando diferentes valores a cada especie en función de un patrón espacial, temporal y considerando cuando sea necesario su talla.

Otro aspecto importante a tener en cuenta es la selección de especies consideradas en el estudio. En la metodología empleada, el número de especies seleccionadas respecto del total oscila entre el 20 y el 25 %. Sin embargo, y tal como se puede apreciar en el Paso 4, estas especies representan casi la totalidad de la biomasa del ecosistema. Para el cálculo del MTL, el efecto de las especies excluidas del estudio es prácticamente nulo, ya que este indicador representa un valor medio ponderado por el peso relativo de cada especie (en biomasa). Sin embargo, la TH es una medida de la riqueza trófica y, como en este tipo de índices, las especies con menor peso sí pueden llegar a representar un papel



importante en la definición del indicador. Es necesario, por tanto, comprobar cómo afecta la exclusión de estas especies al valor final del indicador.

Una última tarea pendiente es la de testar el indicador frente a las presiones y verificar en qué medida este índice es capaz de responder a las presiones externas, especialmente la pesca. El testado del indicador es un paso fundamental para proponer su uso como indicador válido del estado de las redes tróficas. La propuesta de un único indicador más complejo basado en la combinación de ambos indicadores (MTL y TH) es una tarea a realizar en el próximo ciclo.



EVALUACIÓN DEL INDICADOR RT-ENA “ANÁLISIS DE REDES ECOLÓGICAS”



5. Indicador RT-ENA “Análisis de Redes Ecológicas”

La evaluación del estado de las redes tróficas marinas presenta una complejidad particular debido a la relación de diversos componentes que interactúan y varían en el espacio y en el tiempo. A pesar de que ya se han desarrollado algunos indicadores de redes tróficas en el marco de la convención OSPAR (por ejemplo, el Nivel Trófico Medio (Preciado *et al.*, 2023) o la biomasa y abundancia de grupos funcionales (Thompson *et al.*, 2022), estos se centran en compartimentos muy específicos del ecosistema. Para superar esta limitación, el análisis de redes ecológicas (*‘Ecological Network Analysis’* en inglés, ENA) constituye una metodología adecuada para evaluar las redes tróficas marinas ya que estudia las relaciones que se establecen entre las especies en un ecosistema determinado con el fin de analizar las propiedades holísticas y sistémicas a nivel de ecosistema. Asimismo, por definición, tiene el potencial de integrar múltiples indicadores vinculados a diferentes componentes del ecosistema, aunque dicha integración necesita ser explorada y evaluada (Figura 74).

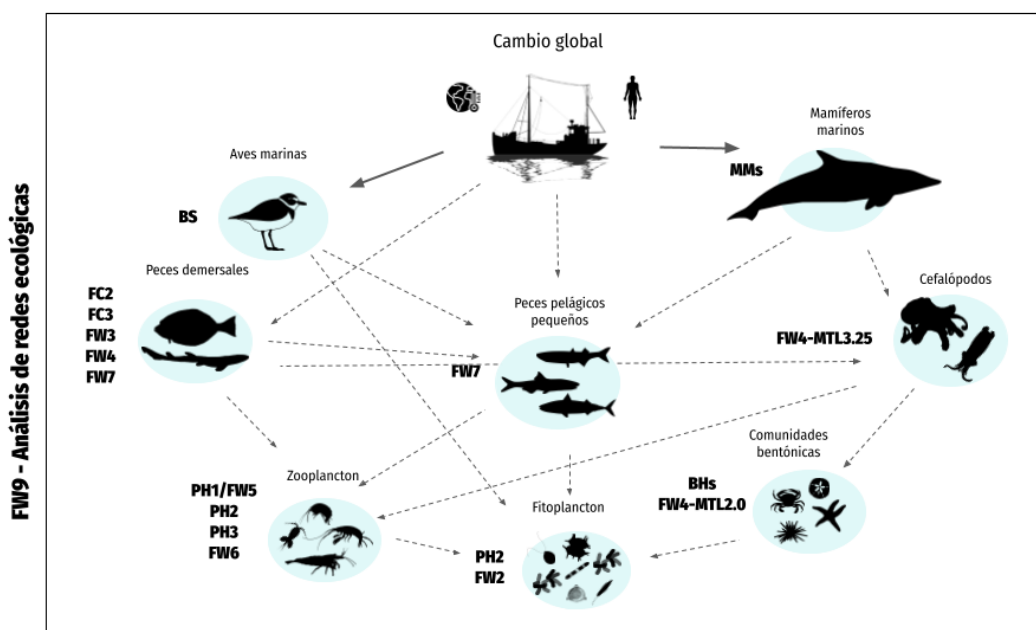


Figura 74. Esquema ilustrativo del indicador RT-ENA (Análisis de Redes Ecológicas) mostrando los vínculos entre los diferentes indicadores, descriptores y componentes del ecosistema. Acrónimos utilizados en OSPAR: BS = seabird breeding success; FC2 = Proportion of Large Fish; FC3 = Mean maximum length of demersal fish and elasmobranchs; FW3 = Size composition in fish communities; FW4 = Changes in Average Trophic Level of Marine Consumers; FW7 = Biomass and abundance of fish functional groups; PH1/FW5 = Change in plankton; PH2 = Plankton biomass and/or abundance; PH3 = Plankton Diversity Index; FW6 = Biomass, species composition, and spatial distribution of zooplankton; FW2 = Production of phytoplankton; MTL = Mean Trophic Level; MMs = Marine Mammals.

La metodología ENA surge de la necesidad de representar y analizar procesos a nivel de ecosistema (Ulanowicz, 2004), en contraste con enfoques más reduccionistas que ignoran las interacciones entre las especies y los efectos indirectos que ocurren a distintos niveles de un ecosistema (Fath *et al.*, 2007). Utiliza técnicas de álgebra lineal para analizar las propiedades estructurales y funcionales de los ecosistemas complejos, permitiendo la representación de compartimentos ecológicos y sus interacciones, así como el análisis de redes para determinar la importancia de cada componente del sistema (Fath *et al.*, 2007). Además, integra información acerca de la teoría de la información, la organización y el análisis de flujos para evaluar el estado de desarrollo y madurez del sistema (Odum, 1969; Rutledge *et al.*, 1976; Finn, 1980; Ulanowicz, 1997; Latham, 2006; Fath *et al.*, 2007).

Estos índices son considerados buenos indicadores para la evaluación del estado de salud del ecosistema y han sido citados por la convención OSPAR como prometedores (Niquil *et al.*, 2014; Arroyo



et al 2017; de la Vega *et al.*, 2018; Safi *et al.*, 2019). También se han utilizado para comprender los efectos de las actividades humanas en los ecosistemas (Coll *et al.*, 2008; Tecchio *et al.*, 2016; Coll and Steenbeek 2017), o incluso para desarrollar diferentes escenarios de gestión (Heymans y Tomczak, 2016; Tomczak *et al.*, 2013).

El Análisis de Redes Ecológicas (ENA) es una metodología que combina modelado y análisis para investigar la estructura, funcionamiento, estado y madurez de los ecosistemas marinos, así como la configuración de sus redes tróficas. Reconocido por la comunidad científica como una herramienta a utilizar en la gestión marina basada en ecosistemas (Arroyo *et al.*, 2017; De la Vega *et al.*, 2018; Safi *et al.*, 2019; Fath *et al.*, 2019), ENA caracteriza las redes tróficas y puede usarse para analizar cómo son afectadas por impulsores ambientales (Ulanowicz 1997, 2004). Sus índices evalúan propiedades como tamaño, función y organización de la red, utilizando métricas relacionadas con procesos ecológicos como omnivoría, reciclaje y sobrecarga de flujos (Borrett y Scharler, 2019; Heymans y Tomczak, 2016; Niquil *et al.*, 2012; Ulanowicz, 1986). Se han empleado para comprender los efectos de actividades humanas en los ecosistemas y desarrollar diferentes escenarios de gestión. Hasta la fecha, sin embargo, existen pocos ejemplos de su implementación como indicadores potenciales dentro del contexto del Convenio OSPAR, y estos se limitan a áreas pequeñas (Schückel *et al.*, 2022). Por lo tanto, es imprescindible expandir su aplicación a una escala regional más amplia para evaluar su potencial.

Metodología de evaluación

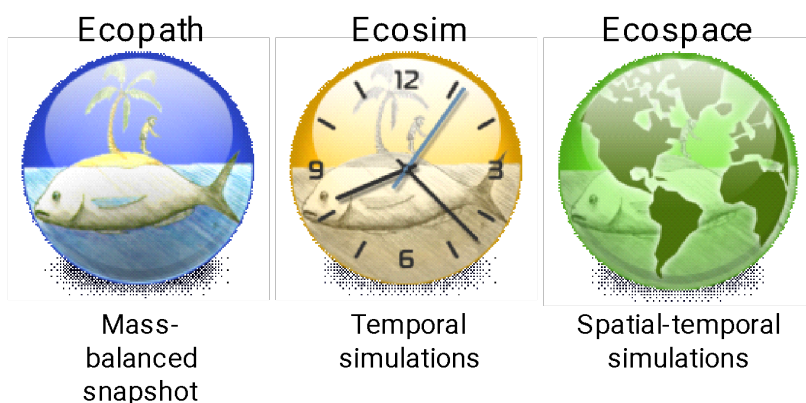
El Análisis de Redes Ecológicas (ENA) es una metodología que combina modelado y análisis de redes, siendo especialmente útil para investigar sistemas complejos como las redes tróficas marinas. El modelado ecosistémico mediante el enfoque Ecopath con Ecosim (EwE) (<https://ecopath.org/>) integra dos plug-ins ENA (Guesnet *et al.*, 2015; Heymans *et al.*, 2016; Bentley *et al.*, 2019) y ECOIND (Coll y Steenbeek, 2017; Keramidas *et al.*, 2023), los cuales proporcionan una amplia variedad de indicadores ecológicos para analizar la estructura, funcionamiento, estado de desarrollo y madurez de los ecosistemas marinos, así como para caracterizar sus redes tróficas y evaluar el impacto de las actividades humanas y el medio ambiente. En su conjunto, el indicador RT-ENA se puede usar para analizar el potencial de los indicadores derivados del Análisis de Redes Ecológicas obtenidos a partir de modelos ecosistémicos en el marco de las estrategias marinas.

El enfoque Ecopath with Ecosim (EwE) es actualmente una de las herramientas de modelización ecosistémica más utilizadas en el mundo (Polovina, 1984; Christensen y Pauly, 1992, 1995; Walters *et al.*, 1997; Pauly *et al.*, 2000; Christensen y Walters, 2004, 2011; Christensen *et al.*, 2008). Este modelo requiere información acerca de la abundancia, metabolismo e interacciones tróficas que tienen lugar entre las poblaciones explotadas y no explotadas, el conocimiento de su medio ambiente, y también puede incluir actividades humanas como la actividad pesquera en el ecosistema. De este modo, los resultados obtenidos permiten identificar cómo se transfieren los flujos de energía a través de la red trófica, explorar nuevas políticas de gestión pesquera temporal y espaciotemporal, y finalmente, ofrecer información sobre la estructura y el funcionamiento del ecosistema basado en el análisis de redes y en la teoría de la información (Ulanowicz, 1986; Ulanowicz y Puccia, 1990; Ulanowicz y Norden, 1990; Christensen y Pauly, 1993; Heymans y Baird, 2000; Heymans *et al.*, 2007, 2012; Christensen *et al.*, 2008; Coll y Librarato, 2012; De Mutsert *et al.*, 2023).

El uso de esta aplicación permite al modelador abordar cuestiones ecológicas, estimar el efecto de la pesca y el cambio climático en el ecosistema, explorar diferentes estrategias de gestión pesquera, evaluar el impacto y el emplazamiento de áreas marinas protegidas (AMP), predecir el movimiento y la acumulación de contaminantes y trazadores, y evaluar el efecto de posibles cambios ambientales en el ecosistema (Stock *et al.*, 2023; de Mutser *et al.*, 2023). Además, durante la construcción de un modelo EwE se obtienen numerosos beneficios, entre los que destacan la revisión y estandarización de todos los datos disponibles del ecosistema estudiado, la identificación de lagunas de información necesarias para investigaciones futuras, la interacción con otras disciplinas y, finalmente, los resultados del modelo per se.



El modelo Ecopath with Ecosim consta de tres componentes principales detallados a continuación:



Módulo estático 'ecopath'

El modelo Ecopath se basa en dos ecuaciones básicas, una que describe la producción, y otra que describe el consumo de cada grupo funcional i . Por definición, un grupo funcional i , consiste en un grupo constituido por una o varias especies que comparten nichos ecológicos similares (Christensen *et al.*, 2008). La primera ecuación del modelo (Ecuación 6), describe la producción para cada grupo funcional i como la suma de los siguientes componentes:

Producción i = capturas i + depredación i + biomasa acumulada i + migración neta i + otras causas de mortalidad i

Ecuación 6

o también puede expresarse como (Ecuación 7):

$$P = Y_i + B_i \cdot M2_i + BA_i + E_i + P_i \cdot (1 - EE_i)$$

Ecuación 7

donde P_i es la tasa de producción total de i ; Y_i es la tasa de captura total de i por unidad de área y tiempo; B_i es la biomasa de i por unidad de área; $M2_i$ es la tasa de mortalidad por depredación total sobre i ; BA_i es la tasa de biomasa acumulada de i (positiva o negativa) en unidades de energía por área y tiempo; E_i es la tasa de migración neta de i (emigración-inmigración) en unidades de energía por área y tiempo y $P_i (1 - EE_i)$ es lo que se conoce como otras causas de mortalidad de i . Por último, EE_i es la eficiencia ecotrófica de i , es decir, es la fracción de producción ($P = B \cdot (P/B)$) utilizada en el ecosistema por la depredación (incluida la migración neta y la biomasa acumulada).

Esta ecuación incorpora de forma explícita la mayoría de los componentes de la producción con excepción de los productos gonadales (que se incluyen dentro de la producción), considerando que la mayor parte de estos son consumidos por otros predadores dentro del sistema y por tanto, pueden ser incluidos dentro de la depredación o de otras causas de mortalidad (Christensen *et al.*, 2008). La Ecuación 8 puede expresarse nuevamente como:

$$B_i \cdot \left(\frac{P}{B} \right)_i \cdot EE_i = Y_i + \sum_{j=1}^n B_j \cdot \left(\frac{Q}{B} \right)_j \cdot DC_{ji} + BA_i + E_i$$

Ecuación 8



donde B_i es la biomasa de i ; $(P/B)_i$ es la producción por unidad de biomasa de i ; EE_i es la eficiencia ecotrófica de i ; Y_i es la tasa de captura total de i ; B_j es la biomasa de todos los consumidores j que depredan sobre i ; $(Q/B)_j$ es el consumo de j sobre i por unidad de biomasa de j ; $(DC)_{ji}$ es la contribución de i a la dieta de j ; BA_i es la tasa de biomasa acumulada de i ; E_i es la tasa de migración neta de i (emigración-inmigración). El ecosistema es equilibrado mediante una serie de ecuaciones lineales simultáneas a partir de la ecuación anterior para cada grupo funcional i .

Para la construcción del modelo Ecopath se requieren al menos tres de los cuatro parámetros básicos de entrada para cada grupo funcional i : B (biomasa, muchas veces expresada como $t \cdot km^{-2}$), P/B (producción por unidad de biomasa, $t \cdot km^{-2} \cdot año^{-1}$); Q/B (consumo por unidad de biomasa, $t \cdot km^{-2} \cdot año^{-1}$) y EE (Eficiencia Ecotrófica). El parámetro desconocido es calculado por el modelo al resolver un sistema de ecuaciones lineales. Normalmente, la EE es el parámetro estimado por el modelo debido principalmente a que es uno de los más difíciles de estimar (Christensen *et al.*, 2008). Además de los parámetros mencionados anteriormente, es necesario incluir en el modelo información sobre la dieta y la captura para cada grupo funcional i .

Una vez estimados todos los parámetros desconocidos, el modelo equilibra las entradas y las salidas de cada grupo funcional i , utilizando la ecuación de equilibrio de energía (Ecuación 9):

$$Q_i = P_i + R_i + U_i$$

Ecuación 9

donde Q_i es el consumo de i sobre presas del sistema, o de fuera del mismo, en forma de importaciones; P_i es la producción de i que debe ser consumida por sus predadores, ser exportada desde el sistema, o ser una contribución al detrito; R_i es la respiración de i y U_i es el alimento no asimilado por i .

Esta ecuación se basa en la propuesta inicialmente por Winberg (1956), quien definió el consumo de un grupo funcional i como la suma del crecimiento somático y gonadal, los costes metabólicos y los productos de desecho. La principal diferencia es que Ecopath no incluye explícitamente el crecimiento gonadal. Esto es debido fundamentalmente a que este enfoque está basado en el impacto de la pesca en el ecosistema, donde la respiración rara vez se estima, mientras que los demás parámetros se encuentran disponibles más fácilmente. Por último, cabe señalar que durante la construcción de un modelo Ecopath se asume que el ecosistema es un sistema abierto, donde la energía fluye a través del sistema biótico en forma de producción primaria y producción secundaria importada, y a su vez, esa energía es igual a la utilizada dentro del sistema y a la exportada a los sistemas adyacentes (Christensen *et al.*, 2008).

Módulo temporal ‘Ecosim’

El módulo dinámico Ecosim simula los efectos de los cambios en el ecosistema, principalmente modificando la mortalidad por pesca y el forzamiento ambiental del ecosistema a lo largo del tiempo (Walters *et al.*, 1997, 2000; Christensen y Walters 2004). Para ello, emplea un sistema de ecuaciones diferenciales dependientes del tiempo que derivan de la primera ecuación maestra del módulo Ecopath (Ecuación 10), donde el cambio de la biomasa de cada grupo funcional i se expresa como:

$$\frac{dB_i}{dt} = g_i \cdot \sum Q_{ji} - \sum Q_{ij} + I_i - (M_i + F_i + e_i) \cdot B_i$$

Ecuación 10



donde dB_i/dt representa la tasa de crecimiento durante el intervalo de tiempo dt del grupo funcional i en términos de su biomasa B_i ; g_i es eficiencia de crecimiento neto (también expresada como el cociente entre la producción y el consumo P/Q); M_i es la mortalidad natural no causada por la depredación; F_i es la tasa de mortalidad por pesca; E_i es la tasa de emigración; I_i es la tasa de inmigración; y $e_i \cdot B_i - I_i$ es la tasa neta de migración. ΣQ_{ji} expresa el consumo total del grupo i y el ΣQ_{ij} expresa la depredación de todos los grupos sobre i .

Las estimas de las tasas de consumo, Q_{ji} , se calculan en base a la teoría de la 'Foraging Area' (áreas de alimentación) (Walters *et al.*, 1997; Walters y Martell, 2004; Ahrens *et al.*, 2012; Bentley *et al.*, 2024), la cual asume que las presas no se encuentran disponibles todo el tiempo, sino que muestran patrones de comportamiento que las hacen más o menos vulnerables a la depredación (por ejemplo, en función de si se esconden, de su distribución, etc.). De este modo, la biomasa de un grupo i se divide entre una fracción vulnerable y otra fracción no vulnerable a los predadores. La tasa de transferencia (v) entre estas fracciones determinará el tipo de control del flujo trófico en cada interacción depredador-presa (Walters *et al.*, 1997; Walters y Martell, 2004) y la capacidad de carga del sistema. Teniendo en cuenta lo anterior, la tasa de consumo de (i) a partir de sus depredadores (j) queda definida de la siguiente forma:

$$Q_{ij} = \frac{a_{ij} \cdot v_{ij} \cdot B_i \cdot B_j \cdot T_i \cdot T_j \cdot S_{ij} \cdot \frac{M_{ij}}{D_j}}{v_{ij} + v_{ij} \cdot T_i \cdot M_{ij} + a_{ij} \cdot M_{ij} \cdot B_j \cdot S_{ij} \cdot \frac{T_j}{D_j}}$$

Ecuación 11

donde, a_{ij} representa la tasa de búsqueda efectiva de la presa i por los predadores j ; v_{ij} es la tasa de transferencia de biomasa entre un estado vulnerable e invulnerable a la depredación; B_i representa la biomasa de la presa i ; B_j es la biomasa del depredador j ; T_i y T_j son los tiempos relativos empleados en la alimentación de la presa y del predador, respectivamente; S_{ij} es un factor definido por una función que incluye efectos ambientales a corto y/o largo plazo; M_{ij} representa un factor de mediación y, D_j representa los efectos de la limitación del cociente de consumo (Walters *et al.*, 1997, 2000; Christensen y Walters, 2004; Christensen *et al.*, 2008).

Así, la interacción entre depredadores y presas se modeliza imponiendo un límite de exposición de la biomasa de la presa al depredador, en función de si el control de flujo trófico es dominado por la presa (control de tipo bottom-up) o por el depredador (control de tipo top-down) (Walters *et al.*, 1997; Christensen y Walters, 2004). Las simulaciones de Ecosim son especialmente sensibles a los entornos de "vulnerabilidad", que incorporan la denso-dependencia y expresan qué tan lejos está un grupo de su capacidad de carga (Christensen y Walters 2004; Christensen *et al.*, 2008; Bentley *et al.*, 2024).

Módulo espacio-temporal 'Ecospace'

Ecospace es el módulo de simulación espacio-temporal que toma como datos de partida los definidos por el módulo Ecosim (Walters *et al.*, 1999). Expresa la biomasa de los grupos funcionales en una representación 2D en función de los cambios temporales y espaciales tanto intrínsecos (p. ej., biomasa, mortalidades) como extrínsecos (p. ej., factores ambientales, pesca). Para representar las variaciones espaciales de los grupos funcionales, hay que definir una cartografía para representar el ecosistema en base a sus características (hábitats y factores ambientales) que son las condicionantes de la distribución de las biomasa (Christensen *et al.*, 2014). El tamaño de cada celda es definido por el usuario atendiendo a su área de estudio. Las variaciones espaciales de las biomasa resultantes de las simulaciones se obtienen considerando los siguientes aspectos: los movimientos de los organismos dentro de una celda que se modifican dependiendo de si la celda está definida como un 'hábitat preferido' o no para cada grupo; en los 'hábitats no preferidos' se asume un incremento en el riesgo por depredación y una disminución en la tasa de alimentación; cada celda está sujeta a un nivel de



esfuerzo pesquero condicionada por los costes de pescar en ella; las celdas pueden definirse como áreas de protección; cada celda puede incorporar variaciones relativas de productividad primaria y factores ambientales mientras el modelo contempla cambios en las tasas de dispersión de las especies y otros patrones de comportamiento (Christensen *et al.*, 2005, 2014; de Mutsert *et al.*, 2024).

Uno de los avances más importantes en el desarrollo de este módulo es la incorporación de un modelo de nicho dentro del modelo trófico dominante (Christensen *et al.*, 2014). De esta forma, el modelo ofrece la capacidad de representar espacialmente la idoneidad del hábitat a partir de los efectos acumulados de múltiples factores físicos, oceanográficos y ambientales. Esta innovación, junto con la implementación del módulo de intercambio de datos espaciales temporales (Steenbeek *et al.*, 2013), sirve para conectar los modelos de nicho ambiental con los modelos de redes tróficas (Christensen *et al.*, 2014, 2015), cerrando así la brecha entre ambos enfoques y posibilitando el desarrollo de estudios de impacto acumulado (Coll *et al.*, 2016).

Índices ecológicos del ecosistema: plug-ins ENA y ECOIND

El modelo Ecopath with Ecosim proporciona una serie de índices ecológicos relacionados con los flujos y las transferencias de energía, la descripción de la red trófica, la presión de selección, el reciclaje de nutrientes y la homeostasis general del ecosistema basados en la teoría del crecimiento y desarrollo de los ecosistemas (Odum, 1969; Finn, 1976; Ulanowicz, 1986; Christensen, 1995; Christensen y Pauly, 1995; Heymans y Baird, 2000). En general, este grupo de índices permiten evaluar el estado general del ecosistema y determinar su estado de desarrollo y madurez *sensu* Odum (1971) y Christensen (1995). Los indicadores ecológicos son herramientas útiles para analizar cambios históricos en los ecosistemas y escenarios futuros plausibles mientras se evalúa el estado ambiental.

El software Ecopath with Ecosim vincula conceptos desarrollados por ecólogos teóricos, especialmente la teoría del análisis de redes de Ulanowicz (1986) y de los niveles tróficos (Lindeman, 1942), con aquellos utilizados por biólogos involucrados en la investigación de la pesca, la acuicultura y los sistemas agrícolas. El plug-in ENA ofrece una gran cantidad de indicadores relativos a la pesquería y al reciclaje de nutrientes, incluyendo la descomposición de los niveles tróficos discretos *sensu* Lindeman y niveles tróficos continuos (Pauly and Christensen, 1998), flujos y biomásas representadas por nivel trófico, transferencia de energía y producción primaria requerida para sostener las pesquerías (Pauly y Christensen, 1995), impacto trófico mixto (Ulanowicz y Puccia 1990), ascendencia (Ulanowicz 1986), flujo de detritos, ciclos y rutas e índices de análisis de redes en Ecosim.

De forma complementaria se ha desarrollado el plug-in ECOIND para calcular indicadores ecológicos estandarizados que nos permite su aplicación tanto en el módulo estático (Ecopath) como los módulos temporal y espaciotemporal (Ecosim-Ecospace). Este complemento incluye la entrada de datos referentes a los rasgos de vida de las especies (o traits, en inglés) y la capacidad de analizar la incertidumbre asociada a los datos (Coll y Steenbeek, 2017). ECOIND proporciona una serie de indicadores basados en biomásas, capturas, relaciones tróficas, tallas y especies. Además, con el uso del plug-in EcoSampler, el análisis de la incertidumbre es ahora posible para todos los análisis incluidos en EwE (Steenbeek *et al.*, 2018).



5.1. Evaluación general a nivel de demarcación marina – RT ENA

En esta sección se presentan los resultados obtenidos para la evaluación de las redes tróficas de la demarcación levantino-balear basada en los resultados del indicador RT-ENA “Análisis de Redes Ecológicas”. Este indicador permite la evaluación para todo el sistema, incluyendo costa, plataforma y talud continentales. Los resultados incluyen el cálculo de los diversos índices ecológicos agrupados en cinco ejes. Estos ejes, junto con sus índices, son los siguientes:

– Índices basados en el ecosistema:

- Índice de omnivoría del sistema.
- Nivel trófico promedio de la comunidad.

– Índices basados en la actividad pesquera

- Nivel trófico promedio de la captura.
- Probabilidad de pesca sostenible.

– Índices basados en el reciclaje

- Promedio de la longitud de vías de Finn.
- Eficiencia media de transferencia de energía.

– Índices basados en la biomasa

- Biomasa de las especies comerciales.
- Índice de biodiversidad de Kempton.

– Índices basados en las especies

- Biomasa de especies en peligro de extinción de la comunidad utilizando la lista roja de especies en riesgo de la IUCN.
- Especies capturadas incluidas en la lista roja de especies en riesgo de la IUCN.

Los resultados de estos índices se entregan sin representación cartográfica al evaluar de forma ecosistémica el área modelada. A continuación, se presentan los resultados del indicador RT-ENA para el modelo del mar Catalán y del golfo de Alicante.

Metodología de evaluación

El **índice de omnivoría del sistema (SOI)** nos da información sobre la complejidad de las redes tróficas de los ecosistemas, cuantificando la distribución de las interacciones tróficas entre los diferentes niveles tróficos de la red trófica a través del promedio ponderado de omnivoría de los consumidores que conforman la red. Por lo tanto, representa una medida general de la complejidad de una red ecológica determinada, lo que permite la comparación entre los diferentes ecosistemas estudiados y la evaluación de su etapa de desarrollo y madurez. El número de enlaces en la red, la magnitud de los flujos y la depredación en niveles tróficos no adyacentes influyen en el cálculo de este índice.

El indicador **nivel trófico medio de las capturas**, basado en el nivel trófico (TL), es utilizado para rastrear los efectos de la actividad pesquera en el ecosistema, ya que la eliminación selectiva de organismos,



fundamentalmente aquellos con un mayor nivel trófico, se entiende que puede provocar cambios en la estructura trófica de los ecosistemas marinos.

De este modo, el nivel trófico medio de las capturas se calcula a partir de datos de capturas de las especies y de sus niveles tróficos. El descenso de los valores de este indicador implica la erosión de los niveles tróficos superiores en los ecosistemas analizados, reflejando un efecto de sobrepesca en ellos.

El indicador **nivel trófico medio de la comunidad** está también basado en el nivel trófico (TL), es utilizado para rastrear los efectos de la actividad pesquera en el ecosistema, ya que la eliminación selectiva de organismos, fundamentalmente aquellos con un mayor nivel trófico, puede potencialmente provocar cambios en la estructura trófica de los ecosistemas marinos.

El nivel trófico de la comunidad se calcula a partir de datos de biomasa de las especies y de sus niveles tróficos. El descenso de los valores de este indicador implica la erosión de los niveles tróficos superiores en los ecosistemas analizados, reflejando un efecto de sobrepesca en ellos.

Este indicador basado en la **probabilidad de sostenibilidad del sistema explotado (Psust)**, mide la capacidad de resiliencia de un determinado sistema bajo explotación. Por lo tanto, de forma indirecta, mide la probabilidad de un ecosistema sometido a presión pesquera de colapsar. Esta probabilidad de ser sostenible no depende únicamente del grado de explotación, sino que puede verse también alterada por cambios en las propiedades del propio sistema, como la productividad.

El **índice de reciclaje de Finn** es considerado como un índice de flujo útil para representar el grado de madurez de un ecosistema. Su valor oscila habitualmente entre 2 (valores que se corresponden con sistemas de vías cortas, propias de ecosistemas inmaduros, inestables y sometidos a una constante perturbación en las condiciones del ecosistema) y 4 (valores que se corresponden con sistemas de vías largas, propias de ecosistemas maduros).

De este modo, este índice ofrece información acerca de cuántas veces más un flujo de entrada promedio al sistema debido al ciclo, será más largo que la longitud de la ruta de flujo directo. El Índice de reciclaje de Finn representa por tanto la fracción de todos los flujos que se reciclan en el sistema.

La **eficiencia de transferencia de energía (mTE)** mide la cantidad de energía que se transfiere entre niveles tróficos. Por lo general, una cadena alimentaria no puede sostener más de seis transferencias de energía antes de que se agote toda la energía. Esta eficiencia está íntimamente relacionada con la resiliencia y estado de madurez del sistema.

La transferencia de energía dentro del ecosistema viene determinada por la suma del consumo, la respiración, los flujos al detrito y la importación y la exportación. Una elevada eficiencia permite cadenas más largas y una mayor resiliencia, lo que es propio de sistemas maduros.

La **biomasa de las especies comerciales** es un índice basado en la biomasa del sistema. La pérdida de biomasa de las especies consideradas como de valor comercial es signo de una sobreexplotación del ecosistema. Se expresa como las toneladas del conjunto de las especies con valor económico estandarizadas a un kilómetro cuadrado del área de estudio.

El **índice de biodiversidad de Kempton** es un indicador de la riqueza de las especies y el equilibrio que mantienen entre ellas. Este índice trata la diversidad como un parámetro poblacional más que debe de ser estimado. Su propuesta consiste en evaluar la pendiente de la curva acumulativa de las especies / la curva log-abundance entre el cuartil superior y el inferior de la distribución.

Establecida en 1964, La Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) recoge aquellas especies animales, hongos y plantas sobre las que existe un probado grado de amenaza. Por lo tanto, es un buen indicador del grado de salud de un ecosistema.



El **índice de biomasa de las especies incluidas en el listado de la IUCN** es un indicador basado en las especies. Como otros índices expresados en términos de biomasa, la pérdida de biomasa de las especies incluidas en este listado es signo de una sobreexplotación del ecosistema. Se expresa como las toneladas del conjunto de las especies del listado estandarizadas a un kilómetro cuadrado del área de estudio.

Como ocurre en el caso anterior, el **índice de especies capturadas incluidas en la lista roja de especies en riesgo de la UICN** es utilizado para rastrear los efectos de la actividad pesquera en el ecosistema. Esto es debido a que uno de los efectos que tiene el exceso de presión pesquera es la pérdida de especies sensibles y amenazadas, todas ellas incluidas en los listados de especies amenazadas de la IUCN.

El descenso de los valores de este indicador implica la erosión de los ecosistemas analizados y la pérdida de diversidad específica y trófica, reflejando un efecto de sobrepesca en ellos. La interpretación de este indicador basado exclusivamente en la captura es más compleja que cuando se basa en toda la comunidad. De este modo, la interpretación de este indicador deberá apoyarse en el comportamiento del Indicador de biomasa de especies IUCN.

5.1.1. Evaluación para RT-ENA en todo el sistema del Mar Catalán

Área de evaluación

El área de evaluación del mar Catalán comprende las aguas desde los 0 hasta los 1.000 metros de profundidad que se encuentran entre el cabo de la Nao al sur y el cap Sicié al norte.

Esta área comprende parte de dos sub-áreas geográficas (GSA06 y GSA07), pertenecientes a aguas españolas y francesas respectivamente. Los dos accidentes geográficos más relevantes del área de estudio son el río Ebro en la parte española y el Ródano en la parte francesa.

Consecución del BEA

Tabla 59. Consecución del buen estado ambiental para todo el sistema.

Proporción de valor umbral para conseguir el BEA (% de niveles tróficos en BEA)	No relevante
Proporción de niveles tróficos en BEA	No relevante
Resultado de la evaluación	Desconocido
Periodo de evaluación	2000-2020



Resultados de la evaluación del indicador

Tabla 60. Resultados de la evaluación para todo el sistema.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Todo el sistema			
Índices ENA	RT-ENA	Estado	Tendencia
Índice de omnivoría del sistema	0,933***	■	↗
Nivel trófico promedio de la comunidad	0,387	■	↔
Nivel trófico promedio de las capturas	-0,316	■	↔
Probabilidad de sostenibilidad del sistema	0,706***	■	↗
Promedio de la longitud de las vías de Finn	0,615**	■	↗
Eficiencia media de transferencia de energía	-0,700***	■	↘
Biomasa de las especies comerciales	-0,431*	■	↘
Índice de biodiversidad de Kempton	-0,594**	■	↘
Biomasa de especies en peligro de extinción de la comunidad utilizando la lista roja de especies en riesgo de la IUCN	0,763***	■	↗
Especies capturadas incluidas en la lista roja de especies en riesgo de la IUCN	-0,765***	■	↘

En la subdivisión levantino-balear, el modelo que cubre la GSA0607 calibrado desde 2000 a 2016 muestra una tendencia poco clara y no lineal para los indicadores de nivel trófico: el nivel trófico medio de la comunidad aumenta de forma no significativa, mientras que el nivel trófico medio de la captura disminuye de forma no significativa. Tanto el nivel trófico de la comunidad como el de la captura muestran una bajada de su valor y luego un aumento durante los últimos años de la serie temporal (2010-2020). El aumento empieza antes en el TLco que en el TLc (Figura 75). Sin embargo, el índice de omnivoría del sistema muestra una tendencia creciente y significativa. El indicador de probabilidad de pesca sostenible muestra un aumento significativo, con una tendencia no lineal que indica una bajada hasta 2010 y un aumento a partir de ese momento. Los indicadores basados en el reciclaje de materia y energía de los ecosistemas muestran tendencias antagónicas: mientras el índice de la longitud promedio de las interacciones de Finn (PL) muestra una tendencia positiva, el indicador de eficiencia media de transferencia de energía decrece. En cuanto a los indicadores basados en la biomasa, observamos una bajada significativa tanto para el indicador de biodiversidad de Kempton's como para la biomasa de especies comerciales. Finalmente, la predicción de la biomasa de especies vulnerables y clasificadas en la IUCN muestra un aumento significativo, pero la incertidumbre asociada a dicho aumento es elevada, mientras que la captura muestra un descenso significativo.

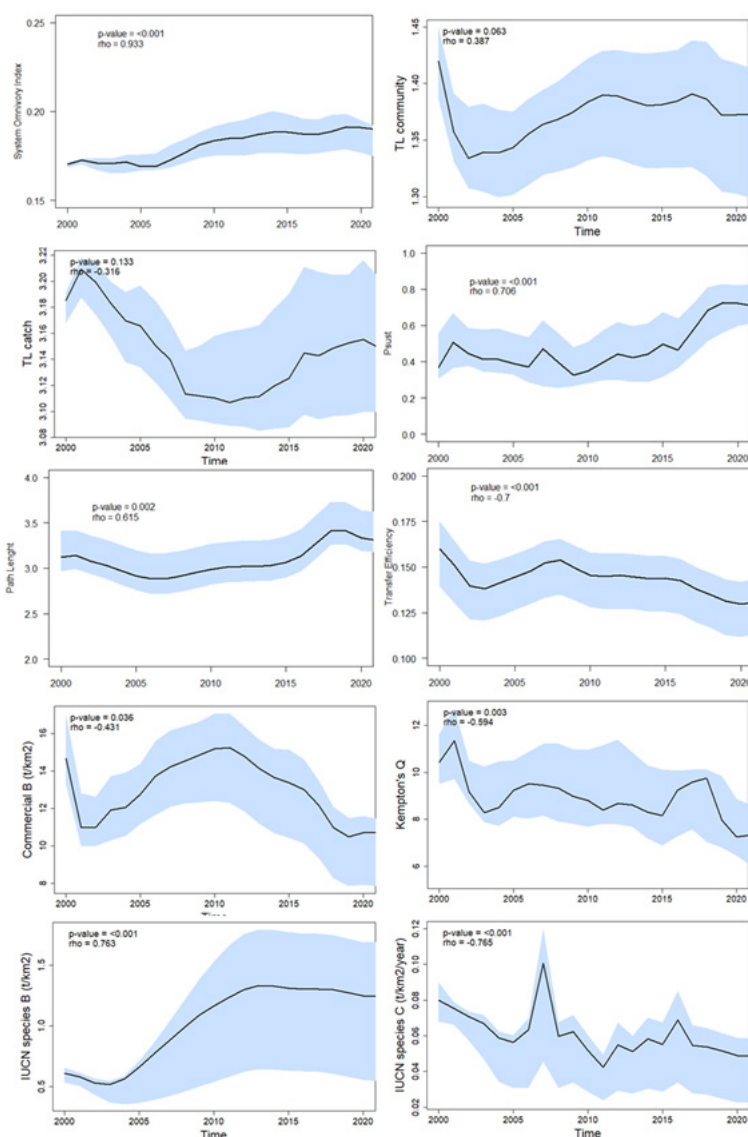


Figura 75. Tendencias de los indicadores ecológicos estimados para el periodo 2000-2020 del ecosistema del mar Catalán (demarcación levantino-balear).

En los siguientes apartados se presentan los resultados de los diferentes índices calculados junto con su metodología y los parámetros utilizados.

5.1.1.1. Índice de omnivoría del sistema

Tabla 61. Resultados de la evaluación para el índice de omnivoría del sistema.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
 Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Elemento	RT-ENA	Estado	Tendencia
Índice de omnivoría del sistema	0,933***		↗



Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido. El indicador muestra una tendencia positiva significativa. Este aumento del SOI refleja un potencial aumento de la complejidad de las redes tróficas de los ecosistemas presentes en las aguas del mar Catalán, incrementándose el número de las interacciones tróficas entre los diferentes niveles tróficos de estos ecosistemas. El mar Catalán camina hacia una recuperación de la madurez del sistema y su resiliencia.

Parámetros utilizados

Diversidad.

5.1.1.2. Nivel trófico medio de las capturas

Tabla 62. Resultados de la evaluación para el índice de nivel trófico promedio de las capturas

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Elemento	RT-ENA	Estado	Tendencia
Nivel trófico promedio de las capturas	-0,316	■	↔

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido.

Parámetros utilizados

Nivel trófico.

5.1.1.3. Nivel trófico medio de la comunidad

Tabla 63. Resultados de la evaluación para el índice de nivel trófico promedio de la comunidad.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Elemento	RT-ENA	Estado	Tendencia
Nivel trófico promedio de la comunidad	0,387	■	↔

Resultados de la evaluación del tercer ciclo

Estado desconocido.

Parámetros utilizados

Nivel trófico.



5.1.1.4. Probabilidad de sostenibilidad del sistema

Tabla 64. Resultados de la evaluación para el Índice de la probabilidad de sostenibilidad del sistema.

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

Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Elemento	RT-ENA	Estado	Tendencia
Psust	0,706***	■	↗

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido. El indicador presenta una tendencia positiva significativa. Esto se interpreta como que la probabilidad de que el sistema esté siendo explotado de forma sostenible ha ido creciendo a lo largo de la serie histórica, alejando con ello la probabilidad de que el ecosistema colapse debido a una elevada presión pesquera.

Parámetros utilizados

Probabilidad (tanto por uno).

5.1.1.5. Promedio de la longitud de las vías de Finn

Tabla 65. Resultados de la evaluación para el Índice Promedio de la longitud de las vías de Finn.

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

Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Elemento	RT-ENA	Estado	Tendencia
Promedio de la longitud de las vías de Finn	0,615**	■	↗

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido. Los valores del indicador obtenidos presentan una tendencia de recuperación. Ello es debido a que están aumentando el número de conexiones predador-presa y la complejidad de los flujos de energía dentro de las redes tróficas de los ecosistemas del mar Catalán. Esto indica que los ecosistemas que encontramos en las aguas del mar Catalán están aumentando en complejidad, madurez y capacidad de resiliencia.

Parámetros utilizados

Complejidad (número de interacciones tróficas).



5.1.1.6. Eficiencia media de transferencia de energía

Tabla 66. Resultados de la evaluación para el Índice de Eficiencia media de transferencia de energía.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Elemento	RT-ENA	Estado	Tendencia
Eficiencia media de transferencia de energía	-0,700***	■	↘

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido. El indicador presenta una tendencia negativa con una fuerte significación. Estos resultados contrastan con los obtenidos para el indicador de la longitud de las vías de Finn. La pérdida de eficiencia en la transferencia de un nivel trófico al siguiente indicaría una pérdida de madurez del sistema, con una tendencia a reducir el número de transferencias en su interior.

Parámetros utilizados

Biomasa (%)

5.1.1.7. Biomasa de especies comerciales

Tabla 67. Resultados de la evaluación para el Índice de Biomasa de las especies comerciales.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Elemento	RT-ENA	Estado	Tendencia
Biomasa de las especies comerciales	-0,431*	■	↘

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido. El indicador muestra una tendencia negativa. La pérdida de biomasa del sistema implica un nivel de sobreexplotación de los ecosistemas de las aguas del mar Catalán.

Parámetros utilizados

Biomasa (t/km²).



5.1.1.8. Índice de biodiversidad de Kempton

Tabla 68. Resultados de la evaluación para el índice de biodiversidad de Kempton.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Elemento	RT-ENA	Estado	Tendencia
Índice de biodiversidad de Kempton	-0,594**	■	↘

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido. El indicador muestra una tendencia negativa. Esto indica que el sistema está perdiendo diversidad específica y que se está empobreciendo la proporción en la que estas se encontraban, favoreciendo a las especies con un mayor peso relativo en la estructura trófica. La pérdida de diversidad de estos ecosistemas apunta a una pérdida relativa de su madurez y capacidad de resiliencia.

Parámetros utilizados

Diversidad.

5.1.1.9. Biomasa de especies de la comunidad en peligro de extinción utilizando la lista roja de la IUCN

Tabla 69. Resultados de la evaluación para el Índice de Biomasa de especies en peligro de extinción de la comunidad utilizando la lista roja de especies en riesgo de la IUCN.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Elemento	RT-ENA	Estado	Tendencia
Biomasa de especies en peligro de extinción de la comunidad utilizando la lista roja de especies en riesgo de la IUCN	0,763***	■	↗

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido. Los resultados del indicador muestran una tendencia positiva en la biomasa de las especies catalogadas en el listado de la IUCN. Esta recuperación de las especies amenazadas contrasta claramente con la pérdida generalizada de biomasa en el sistema. Esto indicaría que a pesar de presentar el sistema un grado de sobreexplotación, al menos las especies amenazadas parece que presentan una tendencia positiva y cierta recuperación.

Parámetros utilizados

Biomasa (t/km²).



5.1.1.10. Especies capturadas incluidas en la lista roja de la IUCN

Tabla 70. Resultados de la evaluación para el Índice de Biomasa de especies en peligro de extinción de la comunidad utilizando la lista roja de especies en riesgo de la IUCN.

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

Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Elemento	RT-ENA	Estado	Tendencia
Especies capturadas incluidas en la lista roja de especies en riesgo de la IUCN	-0,765***	■	↘

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido. La tendencia negativa del indicador, con una caída del porcentaje de biomasa de especies amenazadas en la captura, apunta a que estas especies listadas en la UICN están siendo sometidas cada vez a menor presión en las aguas del mar Catalán. Esto sería coherente con el resultado del índice anterior, indicando que la biomasa de estas especies se está recuperando a pesar de la sobreexplotación y de la pérdida generalizada de biomasa de las especies comerciales del sistema.

Parámetros utilizados

Biomasa (%).

5.1.2. Evaluación para RT-ENA en todo el sistema del golfo de Alicante

Área de evaluación

El área de evaluación del golfo de Alicante comprende las aguas desde los 30 hasta los 800 metros de profundidad que se encuentran entre el cabo de Palos al sur y el cabo de la Nao al norte (Figura 76).

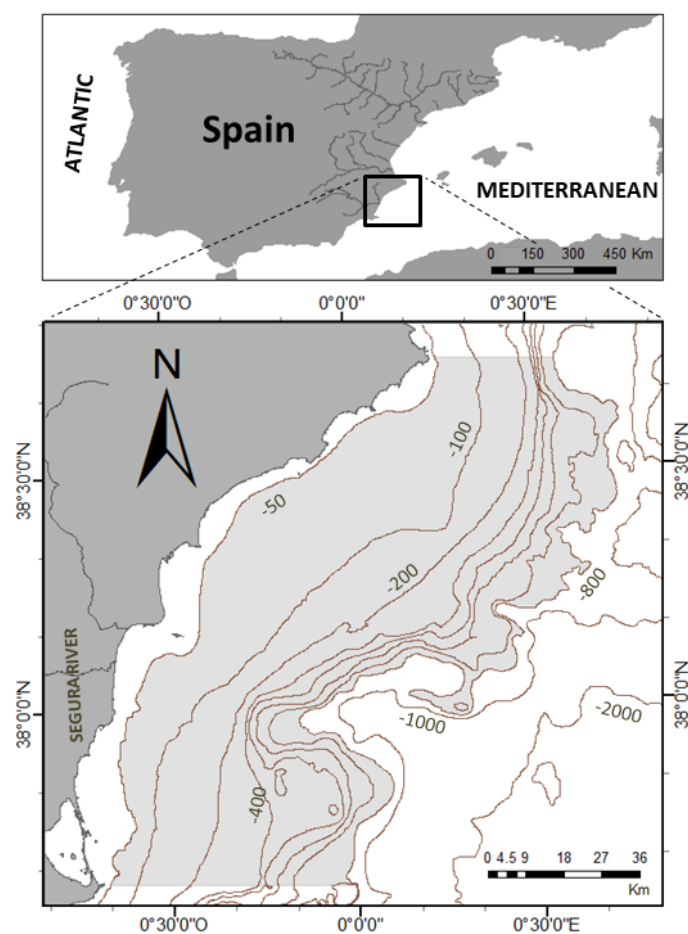


Figura 76. Área de evaluación correspondiente al golfo de Alicante.

Consecución del BEA

Tabla 71. Consecución del buen estado ambiental para todo el sistema.

Proporción de valor umbral para conseguir el BEA (% de niveles tróficos en BEA)	No relevante
Proporción de niveles tróficos en BEA	No relevante
Resultado de la evaluación	Desconocido
Periodo de evaluación	2011-2022



Resultados de la evaluación del indicador

Tabla 72. Resultados de la evaluación para todo el sistema.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Todo el sistema			
Índices ENA	RT-ENA	Estado	Tendencia
Índice de omnivoría del sistema	-0,042		↔
Nivel trófico promedio de la comunidad	-0,084		↔
Nivel trófico promedio de las capturas	0,727*		↗
Probabilidad de sostenibilidad del sistema	0,364		↔
Promedio de la longitud de las vías de Finn	0,098		↔
Eficiencia media de transferencia de energía	0,301		↔
Biomasa de las especies comerciales	-0,413		↔
Índice de biodiversidad de Kempton	0,042		↔
Biomasa de especies en peligro de extinción de la comunidad utilizando la lista roja de especies en riesgo de la IUCN	-0,566		↔
Especies capturadas incluidas en la lista roja de especies en riesgo de la IUCN	-0,343		↔

Los indicadores ecosistémicos resultantes muestran pocos cambios en el golfo de Alicante durante el periodo 2011-2022 (Figura 77). Los dos indicadores basados en el ecosistema muestran tendencias similares de forma no significativa a lo largo del tiempo. En cuanto a los indicadores basados en la pesquería, la probabilidad de pesca sostenible (Psust) no muestra resultados significativos y el nivel trófico promedio de la captura aumentó a lo largo del tiempo significativamente. Los indicadores basados en el reciclaje de materia y energía de los ecosistemas no muestran tendencias significativas. Finalmente, los indicadores basados en biomasa (biomasa de especies comerciales) y especies (biomasa y captura de especies en peligro de extinción) mostraron tendencias decrecientes de forma no significativa a lo largo del tiempo. El índice de diversidad de Kempton mostró una tendencia oscilante a lo largo del periodo analizado.

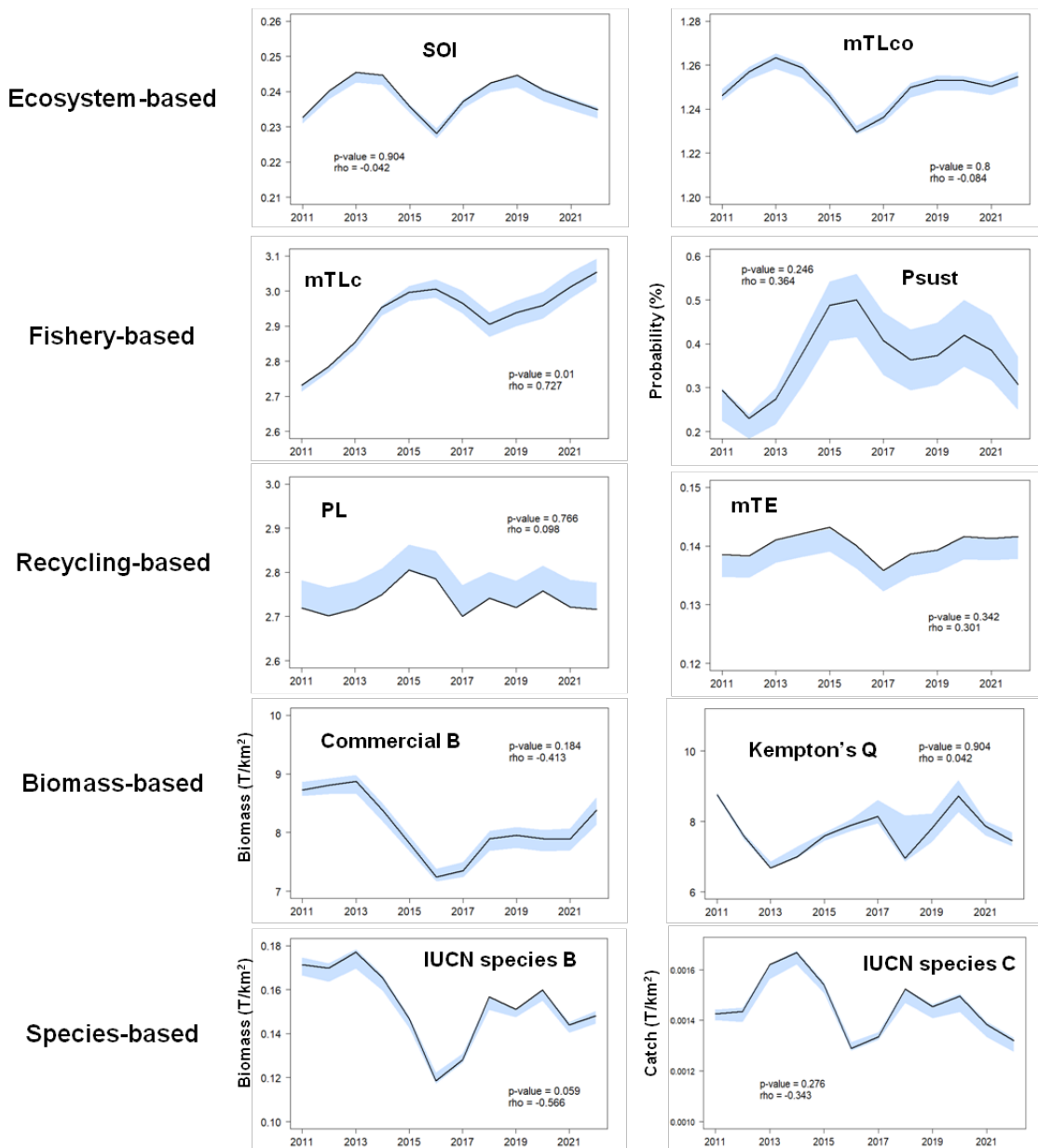


Figura 77. Tendencias de los indicadores ecológicos estimados para el periodo 2011-2022 del ecosistema del golfo de Alicante (subdivisión de la demarcación levantino-balear).

En los siguientes apartados se presentan los resultados de los diferentes índices calculados junto con los parámetros utilizados.



5.1.2.1. Índice de omnivoría del sistema

Tabla 73. Resultados de la evaluación para el Índice de Omnivoría del sistema.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Elemento	RT-ENA	Estado	Tendencia
Índice de omnivoría del sistema	-0,042	■	↔

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido.

Parámetros utilizados

Diversidad.

5.1.2.2. Nivel trófico medio de la comunidad

Tabla 74. Resultados de la evaluación para el Índice de Nivel trófico promedio de la comunidad.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Elemento	RT-ENA	Estado	Tendencia
Nivel trófico promedio de la comunidad	-0,084	■	↔

Resultados de la evaluación del tercer ciclo

Estado desconocido.

Parámetros utilizados

Nivel Trófico.

5.1.2.3. Nivel trófico medio de las capturas

Tabla 75. Resultados de la evaluación para el Índice de Nivel trófico promedio de las capturas

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Elemento	RT-ENA	Estado	Tendencia
Nivel trófico promedio de las capturas	0,727*	■	↗



Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido.

El indicador ha experimentado una tendencia positiva a lo largo de toda la serie histórica. Al mismo tiempo, desde 2016 el Nivel Trófico de la Comunidad ha mostrado una tendencia de recuperación del valor del indicador. Los primeros años de la serie arrojan la posibilidad de lecturas contradictorias y por ello no son concluyentes. Sin embargo, la tendencia positiva de ambos indicadores en la segunda parte de la serie histórica analizada se puede interpretar como una ligera mejoría de la estructura trófica de los ecosistemas en el golfo de Alicante.

Parámetros utilizados

Nivel Trófico.

5.1.2.4. Probabilidad de sostenibilidad del sistema

Tabla 76. Resultados de la evaluación para el Índice de la probabilidad de sostenibilidad del sistema.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Elemento	RT-ENA	Estado	Tendencia
Psust	0,364	■	↔

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido.

Parámetros utilizados

Probabilidad (tanto por uno).

5.1.2.5. Promedio de la longitud de las vías de Finn

Tabla 77. Resultados de la evaluación para el Índice Promedio de la longitud de las vías de Finn.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Elemento	RT-ENA	Estado	Tendencia
Promedio de la longitud de las vías de Finn	0,098	■	↔

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido.



Parámetros utilizados

Complejidad (número de interacciones tróficas).

5.1.2.6. Eficiencia media de transferencia de energía

Tabla 78. Resultados de la evaluación para el Índice de Eficiencia media de transferencia de energía.

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

Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Elemento	RT-ENA	Estado	Tendencia
Eficiencia media de transferencia de energía	0,301	■	↔

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido.

Parámetros utilizados

Biomasa (%).

5.1.2.7. Biomasa de especies comerciales

Tabla 79. Resultados de la evaluación para el Índice de Biomasa de las especies comerciales

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

Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Elemento	RT-ENA	Estado	Tendencia
Biomasa de las especies comerciales	-0,413	■	↔

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido.

Parámetros utilizados

Biomasa (t/km²)



5.1.2.8. Índice de biodiversidad de Kempton

Tabla 80. Resultados de la evaluación para el Índice de biodiversidad de Kempton.

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

Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Elemento	RT-ENA	Estado	Tendencia
Índice de biodiversidad de Kempton	0,042	■	↔

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido.

Parámetros utilizados

5.1.2.9. Biomasa de especies de la comunidad en peligro de extinción utilizando la lista roja de la IUCN

Diversidad.

Tabla 81. Resultados de la evaluación para el Índice de Biomasa de especies en peligro de extinción de la comunidad utilizando la lista roja de especies en riesgo de la IUCN.

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

Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Elemento	RT-ENA	Estado	Tendencia
Biomasa de especies en peligro de extinción de la comunidad utilizando la lista roja de especies en riesgo de la IUCN	-0,566	■	↔

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido.

Parámetros utilizados

Biomasa (t/km²).



5.1.2.10. Especies capturadas incluidas en la lista roja de la IUCN

Tabla 82. Resultados de la evaluación para el Índice de Biomasa de especies en peligro de extinción de la comunidad utilizando la lista roja de especies en riesgo de la IUCN.

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

Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↗ Mejora; ↘ En deterioro; n.r. no relevante; ¿? Desconocido

Elemento	RT-ENA	Estado	Tendencia
Especies capturadas incluidas en la lista roja de especies en riesgo de la IUCN	-0,343	■	↔

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido.

Parámetros utilizados

Biomasa (%).



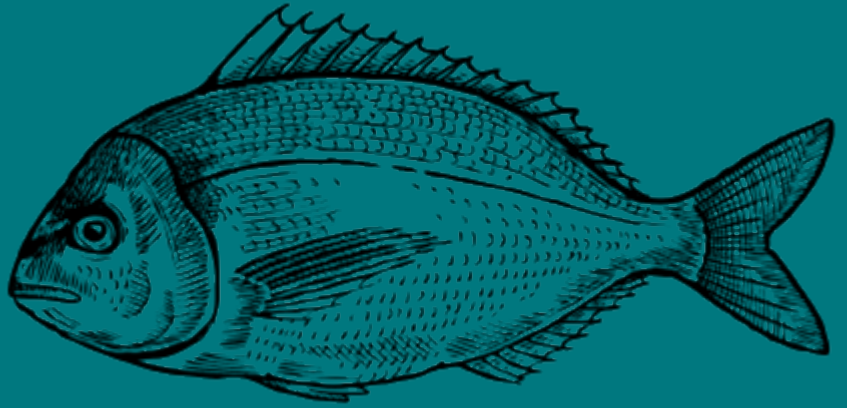
5.2. Limitaciones y futuras líneas de trabajo para el indicador RT-ENA

El indicador RT-ENA, compuesto por un subgrupo de 10 índices ecosistémicos, ofrece una perspectiva innovadora en el análisis de las redes ecológicas en comparación con el ciclo anterior de implementación de las estrategias marinas. Aunque ha habido un avance significativo, aún persisten obstáculos importantes que limitan la investigación y el análisis del funcionamiento de las redes tróficas. Muestreos adicionales en campañas complementarias (p.e. hábitats pelágicos, fondos rocosos circalitorales, zona infralitoral, bentos, etc.) que requerirán la colaboración e información de otros descriptores son necesarias para el correcto desarrollo de este indicador ecosistémico. Durante la fase de construcción de los modelos ecosistémicos empleados para generar estos indicadores, se han reconocido limitaciones en varios aspectos que demandan la homogeneización de los grupos funcionales y la exploración de otros indicadores ENA. Asimismo, se propone la estandarización de las metodologías en todas las demarcaciones y la definición consensuada de criterios taxonómicos y de grupos funcionales.

Independientemente de las limitaciones anteriormente mencionadas, existen numerosas líneas de investigación futuras que permitirán ampliar el alcance de lo investigado en este ciclo de las estrategias marinas. Algunas de las líneas de trabajo y objetivos a medio plazo que ya se han identificado se listan a continuación:

- **Estandarización de metodologías en todas las demarcaciones:** Homogeneizar los grupos funcionales, consensuar criterios taxonómicos y rasgos de vida de las especies, así como unificar respuestas funcionales para hacer comparables los modelos regionales.
- **Redactar unas pautas o directrices para la construcción de modelos:** Esta acción busca asegurar la consistencia en el análisis mediante la elaboración de pautas detalladas para la construcción de modelos, garantizando así la fiabilidad y validez de los resultados obtenidos.
- **Desarrollar modelos representativos para cada demarcación:** Se propone la creación de modelos específicos para cada demarcación con el fin de satisfacer los requisitos de las estrategias marinas y proporcionar respuestas adaptadas a cada área geográfica.
- **Desarrollar un plug-in específico en EwE para estrategias marinas:** Interconexión con otros indicadores de otros descriptores.
- **Evaluar el impacto acumulado de las actividades antropogénicas y el cambio climático en las redes tróficas:** Realizar análisis específicos mediante simulaciones temporales y espacio-temporales.
- **Visualización de resultados de los indicadores:** Usar modelos lineales con el objetivo de facilitar su comprensión por parte de los gestores mediante la visualización de los resultados de manera clara y accesible.
- **Indicadores basados en datos vs. indicadores basados en modelos:** Comparar los resultados obtenidos de indicadores basados en datos empíricos con aquellos basados en modelos. Esto permitirá evaluar la robustez y fiabilidad de los diferentes enfoques, así como identificar posibles discrepancias o áreas de mejora.
- **Establecimiento de umbrales:** Utilizar curvas presión-estado para establecer umbrales que indiquen el punto en el cual las presiones antropogénicas pueden tener un impacto significativo en el estado de las redes tróficas. Esto ayudaría a identificar puntos críticos donde se requiere intervención.
- **Indicadores de estado vs. indicadores de presión:** Establecer una relación clara entre los indicadores de estado de las redes alimentarias y las presiones antropogénicas, el cambio climático y la acidificación oceánica. Esto podría implicar el desarrollo de nuevos indicadores que reflejen esta relación de manera más directa.
- **Expansión del estudio a otros hábitats:** Ampliar el estudio de las redes tróficas más allá de los hábitats tradicionales, como los bentónicos, para incluir también los pelágicos, rocosos e infralitorales. Esto proporciona una imagen más completa y holística de los ecosistemas marinos y sus interacciones.

Al implementar estas sugerencias junto con las acciones propuestas anteriormente, se podrá avanzar significativamente en el análisis y la comprensión de las redes tróficas marinas y su respuesta a las presiones ambientales y antropogénicas.



REFERENCIAS



6. Referencias

- Ahrens RN, Walters CJ, Christensen V. 2012. Foraging arena theory. *Fish and fisheries* 13(1), 41-59
- 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*, doi: 10.1111/1365-2664.12879
- Arroyo, N.L., Safi, G., Vouriot, P., López-López L., Niquil, N., Le Loc'h, F., Hattab T., Preciado I. 2019. Towards coherent GES assessments at sub-regional level: signs of fisheries expansion processes in the Bay of Biscay using an OSPAR food web indicator, the mean trophic level. *ICES Journal of Marine Science*, doi:10.1093/icesjms/fsz023.
- Bentley JW, Hines D, Borrett S, Serpetti N, Fox C, Reid DG Heymans JJ. 2019. Diet uncertainty analysis strengthens model-derived indicators of food web structure and function. *Ecological Indicators*, 98, 239-250
- Bentley JW, Coll M, Chagaris D, Christensen V, Heymans JJ, Serpetti N, Walters CJ. 2024. Calibrating ecosystem models to support ecosystem-based management of marine systems. *ICES Journal of Marine Science* 81(2): 260-275
- Borrett SR, Scharler UM. 2019. Walk partitions of flow in ecological network analysis: review and synthesis of methods and indicators. *Ecological Indicators* 106, 105451
- Branch, T., Watson, R., Fulton, E., Jennings, S., McGillard, C., Pablico, G., Ricard, D., and Tracey, S. 2010, Trophic fingerprint of marine fisheries. *Nature* 468: 431-435.
- Chassot, E., Rouyer, T., Trenkel, V.M., and Gascuel, D. 2008. Investigating trophic-level variability in Celtic Sea fish predators. *Journal of Fish Biology* 73: 763-781,
- Chouvelon, T., Spitz, J., Caurant, F., Mèndez-Fernandez, P., Chappuis, A., Laugier, F., Le Goff, E., Bustamante, P., 2012. Revisiting the use of $\delta^{15}\text{N}$ in meso-scale studies of marine food webs by considering spatio-temporal variations in stable isotopic signatures–The case of an open ecosystem: the Bay of Biscay (North-East Atlantic). *Progress in Oceanography* 101, 92-105 10.1016/j.pocean.2012.01.004.
- Christensen V, Coll M, Buszowski, J, Cheung WW, Frölicher T, Steenbeek J, Stock CA, Watson RA, Walters CJ. 2015. The global ocean is an ecosystem: simulating marine life and fisheries. *Global Ecology and Biogeography* 24(5), 507-517
- Christensen V, Coll M, Steenbeek J, Buszowski J, Chagaris D, Walters CJ. 2014. Representing variable habitat quality in a spatial food web model. *Ecosystems* 17(8): 1397-1412
- Christensen V, Pauly D. 1992. ECOPATH II a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling* 61: 169-185.
- Christensen V, Pauly D. 1993. Trophic models of aquatic ecosystems. *ICLARM Conf. Proc.*, 26: 390 pp.
- Christensen V, Pauly D. 1995. Fish production, catches and the carrying capacity of the world oceans. *NAGA, ICLARM Q*, 18 (3): 34-40
- Christensen V, Walters CJ, Pauly D, Forrest R. 2008. *Ecopath with Ecosim 6 User Guide*. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver. November 2008 Edition, 235 pp.
- Christensen V, Walters CJ, Pauly D. 2005. *Ecopath with Ecosim: a User's Guide*. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver. November 2005 Edition, 154 pp.
- Christensen V, Walters CJ. 2004. *Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations*. *Ecological Modelling* 172(2-4): 109-139



Christensen V, Walters CJ. 2011, Progress in the use of ecosystem models for fisheries management. In: Christensen, V., Maclean, J. (Eds.), *Ecosystem Approaches to Fisheries: A Global Perspective*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 189-205.

Christensen V. 1995. Ecosystem maturity - towards quantification. *Ecological Modelling* 77(1): 3-32

Coll M, Bellido JM, Pennino MG, Albo-Puigserver M, Báez JC, Christensen V, Corrales X, Fernández-Corredor E, Giménez J, Julià L, Lloret-Lloret E, Macias D, Ouled-Cheikh J, Ramírez F, Sbragaglia V, Steenbeek J. 2024. Retrospective analysis of the pelagic ecosystem of the Western Mediterranean Sea: Drivers, changes and effects. *Science of The Total Environment* 907, 167790

Coll M, Libralato S. 2012. Contributions of food web modelling to the ecosystem approach to marine resource management in the Mediterranean Sea. *Fish and Fisheries* 13: 60-88

Coll M, Palomera I, Tudela S, Dowd M. 2008. Food-web dynamics in the South Catalan Sea ecosystem (NW Mediterranean) for 1978-2003. *Ecological Modelling* 217, 95-116

Coll M, Steenbeek J, Sole J, Palomera I, Christensen V. 2016. Modelling the cumulative spatial-temporal effects of environmental factors and fishing in a NW Mediterranean marine ecosystem. *Ecological Modelling* 331, 100-114

Coll M, Steenbeek J. 2017. Standardized ecological indicators to assess aquatic food webs: the ECOIND software plug-in for Ecopath with Ecosim models. *Environmental Modelling & Software* 89, 120-130

de la Vega C, Schückel U, Horn S, Kröncke I, Asmus R, Asmus H. 2018. How to include ecological network analysis results in management? A case study of three tidal basins of the Wadden Sea, South-Eastern North Sea. *Ocean & Coastal Management* 163, 401-416

de Mutsert KD, Coll M, Steenbeek J, Ainsworth C, Buszowski J, Chagaris D, Christensen V, Heymans JJ, Lewis KA, Libralato S, Oldford G, Piroddi C, Romagnoni G, Libralato S, Serpetti N, Spence MA, Walters CJ. 2023. Advances in spatial-temporal coastal and marine ecosystem modeling using Ecospace. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences", Elsevier, 2023, ISBN 9780124095489. U. B. Scharler, D.

Essington, T.E., Beaudreau, A.H., and Wiedenmann, J. 2006. Fishing through marine food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 103: 3171-3175.

Fath BD, Asmus H, Asmus R, Baird D, Borrett SR, de Jonge VN, Ludovisi A, Niquil N, Scharler UM, Schückel U, Wolff M. 2019. Ecological network analysis metrics: the need for an entire ecosystem approach in management and policy. *Ocean & Coastal Management* 174, 1-14

Fath BD, Scharler UM, Ulanowicz RE, Hannon B. 2007. Ecological network analysis: network construction. *Ecological Modelling* 208(1), 49-55

Finn JT. 1976. Measures of ecosystem structure and function derived from analysis of flows. *Journal of Theoretical Biology* 56: 363-380

Finn JT. 1980. Flow analysis of models of the Hubbard Brook ecosystem. *Ecology*, 61(3), 562-571

Guesnet V, Lassalle G, Chaalali A, Kearney K, Saint-Béat B, Karimi B, Grami B, Tecchio S, Niquil N, Lobry J. 2015. Incorporating food-web parameter uncertainty into Ecopath-derived ecological network indicators. *Ecological Modelling* 313, 29-40

Heymans JJ, Coll M, Libralato S, Christensen V. 2012. Ecopath theory, modelling and application to coastal ecosystems. In: Wolanski E, McLusky DS, editors. *Treatise on Estuarine and Coastal Science*: Elsevier. pp. 93-113



- Heymans JJ, Coll M, Link JS, Mackinson S, Steenbeek J, Walters C, Christensen V. 2016. Best practice in Ecopath with Ecosim food-web models for ecosystem-based management. *Ecological Modelling* 331, 173-184
- Heymans JJ, Guénette S, Christensen V. 2007. Evaluating network analysis indicators of ecosystem status in the Gulf of Alaska. *Ecosystems* 10, 488-502
- Heymans JJ, Tomczak MT. 2016. Regime shifts in the Northern Benguela ecosystem: challenges for management. *Ecological Modelling* 331, 151-159
- Keramidas I, Dimarchopoulou D, Ofir E, Scotti M, Tsikliras AC, Gal G. 2023. Ecotrophic perspective in fisheries management: a review of Ecopath with Ecosim models in European marine ecosystems. *Frontiers in Marine Science* 10, 1182921
- Lassalle, G., Lobry, J., Le Loc'h, F., Bustamante, P., Certain, G., Delmas, D., Dupuy, C., Hily, C., Labry, C., Le Pape, O., Marquis, E., Petitgas, P., Pusineri, C., Ridoux, V., Spitz, J., and Niquil, N. 2011, Lower trophic levels and detrital biomass control the Bay of Biscay continental shelf food web: implications for ecosystem management. *Progress in Oceanography* 91: 61-75
- Lassalle, G., Chouvelon, T., Bustamante, P., and Niquil, N. 2014. An assessment of the trophic structure of the Bay of Biscay continental shelf food web: Comparing estimates derived from an ecosystem model and isotopic data. *Progress in Oceanography* 120: 205-2015.
- Le Loc'h, F., Hily, C., and Grall, J. 2008. Benthic community and food web structure on the continental shelf of the Bay of Biscay (North Eastern Atlantic) revealed by stable isotopes analysis. *Journal of Marine Systems* 72: 17-34.
- Lloret-Lloret E, Coll M, Navarro J, Peninno MG, Steenbeek J, Christensen V. (In preparation). Seasonality in the Mediterranean Sea food web and its effects on the structure and functioning of marine ecosystems.
- Lloret-Lloret E. 2023. Seasonal and spatial patterns in biodiversity, trophic structure and energy transfer from the Northwestern Mediterranean Sea ecosystem. PhD, University of Barcelona.
- Morato, T., Watson, R., Pitcher, T.J., and Pauly, D. 2006. Fishing down the deep. *Fish* 7: 24-34.
- Niquil N, Baeta A, Marques JC, Chaalali A, Lobry J, Patrício J. 2014. Reaction of an estuarine food web to disturbance: Lindeman's perspective. *Marine Ecology Progress Series* 512, 141-154
- Niquil N, Chaumillon E, Johnson GA, Bertin X, Grami B, David V, Bacher C, Asmus H, Baird D, Asmus R. 2012. The effect of physical drivers on ecosystem indices derived from ecological network analysis: Comparison across estuarine ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 108, 132-143
- Odum EP. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science*, 104: 262-270,
- Odum EP. 1971, *Fundamentals of ecology*. W. B. Saunders Co. Philadelphia. 574 pp.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., and Torres Jr., F. 1998. Fishing down marine food webs. *Science* 279: 860 - 863.
- Pauly D, Christensen V, Walters C. 2000, Ecopath, Ecosim and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES Journal of Marine Science* 57(3): 697-706
- Pauly, D., Hilborn, R., and Branch, A. 2013. Does catch reflect abundance? *Nature* 494: 303-306.
- Pinnegar, J.K., Jennings, S., Brien, C.M.O., and Polunin, N.V.C. 2002. Long-term changes in the trophic level of the Celtic Sea fish community and fish market price distribution. *Journal of Applied Ecology* 39: 377-390,



Polovina JJ. 1984a. Model of a coral reef ecosystems I. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. *Coral Reefs*, 3(1): 1-11,

Polovina JJ. 1984b. An overview of the ECOPATH model. *Fishbyte*, 2(2): 5-7.

Preciado I, Arroyo N.L., González-Irusta J.M., López-López L., Punzón A., Muñoz I., Serrano A. 2019. Small-scale spatial variations of trawling impact on food web structure. *Ecological indicators* 98: 442-452

Preciado I, López-López L, Rabanal I, Ortiz JJ, Torres MA, Muñoz I, Iglesias D, García Rebollo JM, Mendes H, Le Loc'h F, Garrido S., Metaireau H, Serre S. 2023. Changes in Average Trophic Level of Marine Consumers. In: OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report for the North-East Atlantic. OSPAR Commission, London. Available at: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/changes-avg-trophic-level-consumers-fw4>

R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Rutledge RW, Basore BL, Mulholland RJ. 1976. Ecological stability: an information theory viewpoint. *Journal of Theoretical Biology* 57(2), 355-371

Safi G, Giebels D, Arroyo NL, Heymans JJ, Preciado I, Raoux A, Schückel U, Tecchio S, de Jorge VN, Niquil N. 2019. Vitamine ENA: a framework for the development of ecosystem-based indicators for decision makers. *Ocean & Coastal Management* 174, 116-130

Schückel U, Nogues Q, Brito J, Niquil N, Blomqvist M, Sköld M, Hansen J, Jakobsen H, Morato T. 2022. Pilot Assessment of Ecological Network Analysis Indices. In: OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report the North-East Atlantic. OSPAR Commission, London. at: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/pilotassessment-ecological-network-analysis-indices/>

Shannon, L., Coll, M., Bundy, A., Gascuel, D., Heymans, J. J., Kleisner, K., Lynam, C. P., Piroddi, C., Tam, J., Travers-Trolet, M., and Shin, Y. 2014. Trophic level-based indicators to track fishing impacts across marine ecosystems. *Marine Ecology Progress Series* 512: 115-140,

Steenbeek J, Coll M, Gurney L, Mélin F, Hoepffner N, Buszowski J, Christensen V. 2013. Bridging the gap between ecosystem modeling tools and geographic information systems: Driving a food web model with external spatial-temporal data. *Ecological Modelling* 263, 139-151

Stergiou, K.I., and Tsikliras, A.C. 2011, Fishing down, fishing through and fishing up: fundamental process versus technical details. *Marine Ecology Progress Series* 441: 295-301,

Stock A, Murray CC, GREGG E, Steenbeek J, Woodburn E, Micheli F, Christensen V, Chan KM. 2023. Exploring multiple stressor effects with Ecopath, Ecosim, and Ecospace: Research designs, modeling techniques, and future directions. *Science of The Total Environment*: 161719

Swartz, W., Sala, E., Tracey, S., Watson, R., and Pauly, D. 2010, The spatial expansion and ecological footprint of fisheries (1950 to present). *PLoS ONE* 5: e15143.

Tecchio S, Chaalali A, Raoux A, Rius AT, Lequesne J, Girardin V, Lassalle G, Cachera M, Riou P, Lobry J, Dauvin JC, Niquil N. 2016. Evaluating ecosystem-level anthropogenic impacts in a stressed transitional environment: The case of the Seine estuary. *Ecological Indicators* 61, 833-845

Thompson MSA, Lynam CP, Preciado I. 2022. Pilot Assessment of Feeding Guilds. In: OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report for the Northeast Atlantic. OSPAR Commission, London. Available at: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicatorassessments/feeding-guild-pilot-assessment>



- Tomczak MT, Heymans JJ, Yletyinen J, Niiranen S, Otto SA, Blenckner T. 2013. Ecological network indicators of ecosystem status and change in the Baltic Sea. PLoS one 8(10), e75439
- Ulanowicz RE, Abarca-Arenas LG. 1997. An informational synthesis of ecosystem structure and function. Ecological Modelling, 95(1), 1-10
- Ulanowicz RE, Norden JS. 1990, Symmetrical overhead in flow and networks. International Journal of Systems Science 21(2): 429-437
- Ulanowicz RE, Puccia CJ. 1990, Mixed trophic impacts in ecosystems. Coenoses 5: 7-16
- Ulanowicz RE. 1986. Growth and Development: Ecosystem Phenomenology. Springer Verlag (reprinted by iUniverse, 2000), New York. 203 pp.
- Ulanowicz RE. 2004. Quantitative methods for ecological network analysis. Computational biology and chemistry 28(5-6), 321-339
- Vinagre, C., Salgado, J., Mendonca, V., Cabral, H., and Costa, M. 2012. Isotopes reveal fluctuation in trophic levels of estuarine organisms, in space and time. Journal of Sea Research 72:49-54.
- Walters CJ, Christensen V, Pauly D. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. Reviews in Fish Biology and Fisheries 7(2): 139-172
- Walters CJ, Pauly D, Christensen V. 1999. Ecospace: Prediction of mesoscale spatial patterns in trophic relationships of exploited ecosystems, with emphasis on the impacts of marine protected areas. Ecosystems 2(6): 539-554
- Walter CJ. 2000, Impacts of dispersal, ecological interactions, and fishing effort dynamics on efficacy of marine protected areas: how large should protected areas be?. Bulletin of marine science, 66(3): 745-757
- Walters CJ, Martell SJ. 2004. Fisheries ecology and management. Princeton University Press.
- Winberg GG. 1956. Rate of metabolism and food requirements of fishes. In: Transl. Fisheries Research Board C

ESTRATEGIAS MARINAS

Protegiendo el mar para todos