

# Informe testeo programas de medidas de minimización.

Septiembre 2025

**LIFE IP INTEMARES**

**Gestión integrada, innovadora participativa de la Red Natura 2000 en el medio marino español**

## LIFE15 IP ES012 – INTEMARES

### C1.3. Proyectos demostrativos para evitar colisiones de cetáceos con el tráfico marítimo.

## ÍNDICE

### Tabla de contenido

1.	Resumen EJECUTIVO.....	3
2.	Medidas minimizadoras.....	4
2.1.	Efecto reducción velocidad.....	4
2.1.1.	Antecedentes.....	4
2.1.1.	Material y métodos.....	5
2.1.2.	Resultados.....	8
2.1.3.	Discusión.....	16
2.2.	Detección automatizada por IA.....	16
2.2.1.	Antecedentes.....	16
2.2.2.	Material y métodos.....	17
2.2.3.	Resultados.....	19
2.3.	Sensibilidad al impacto por sexos.....	23
2.3.1.	Antecedentes.....	23
2.3.2.	Material y métodos.....	23
2.3.3.	Resultados.....	24
3.	CONCLUSIONES.....	29
4.	BIBLIOGRAFÍA.....	31



**Autoría:**

**Asociación TURSIOPS.**

**Dr. José M<sup>a</sup> Brotons, Margalida Cerdà, Yaiza Vitoria, Guillaume Pellentigeas.**



**Coordinación y revisión:**

**Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico**

**Edita:**

**El proyecto LIFE INTEMARES avanza hacia el objetivo de lograr una gestión eficaz de los espacios marinos de la Red Natura 2000, con la participación activa de los sectores implicados y con la investigación como herramientas básicas.**

**La Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico coordina el proyecto. Participan como socios el propio ministerio, a través de la Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación; la Junta de Andalucía, a través de la Consejería de Sostenibilidad, Medio Ambiente y Economía Azul, así como de la Agencia de Medio Ambiente y Agua; el Instituto Español de Oceanografía; AZTI; la Universidad de Alicante; la Universidad Politécnica de Valencia; la Confederación Española de Pesca, SEO/BirdLife y WWF-España. Cuenta con la contribución del Programa LIFE de la Unión Europea.**



**Coordina**



**Socios**



**Fecha de edición**

30/08/2025

## 1. RESUMEN EJECUTIVO.

En el presente documento, se recogen las valoraciones sobre los ensayos realizados en referencia al programa de medidas de minimización, propuestos en el *Informe final y propuesta de medidas. Minimización Colisiones Cetáceos Baleares*, de julio de 2024, en el que se recogía el análisis, completo, de los datos obtenidos en los trabajos desarrollados entre 2022 y 2023 relativos a, las *Campañas de detección con hidrófonos para llevar a cabo la fotoidentificación de cachalotes en el canal de Mallorca y otras áreas sensibles del archipiélago* (tarea A.1.1), *toma de muestras para análisis genético de cachalotes* (tarea A.1.2), *marcaje mediante emisores con localización satelital* (tarea A.1.3), *campañas de seguimiento acústico-pasivo de los cachalotes en el canal de Mallorca y canal de Ibiza* (tarea B) y *seguimiento de la población de cachalotes desde ferri en el canal de Mallorca y otras áreas sensibles para la especie* (tarea C).

Actuaciones todas desarrolladas en el marco de la licitación FB 20/2021 para la realización de campañas científicas que permitan conocer la distribución y uso del hábitat de cetáceos, y especialmente de los cachalotes, en la demarcación marina levantino-balear.

Estos ensayos se refieren a las propuestas definidas en el mencionado documento y relativas a la reducción de velocidad, tratamiento diferencial de las amenazas según sexo de los individuos y uso de la IA para la detección automática.

### **Executive summary**

This document contains assessments of the trials conducted in relation to the mitigation measures program proposed in the *Final Report and Proposal of Measures: Mitigating Whale Collisions in the Balearic Islands*, dated July 2024. That report presented a comprehensive analysis of the data obtained from work carried out between 2022 and 2023, related to: campaigns using hydrophones to detect and photo-identify sperm whales in the Mallorca Channel and other sensitive areas of the archipelago (Task A.1.1), sample collection for genetic analysis of sperm whales (Task A.1.2), Tagging with satellite-linked transmitters (Task A.1.3), passive acoustic monitoring campaigns of sperm whales in the Mallorca and Ibiza Channels (Task B), and population monitoring of sperm whales from ferries in the Mallorca Channel and other areas of importance to the species (Task C).

These actions were carried out under tender FB 20/2021 for conducting scientific campaigns aimed at understanding the distribution and habitat use of cetaceans—particularly sperm whales—in the Levantine-Balearic marine demarcation.

The trials discussed here relate to the proposals set out in the aforementioned report, concerning speed reduction, differential treatment of threats based on the sex of individuals, and the use of AI for automatic detection.

## 2. MEDIDAS MINIMIZADORAS.

### 2.1. Efecto reducción velocidad.

#### 2.1.1. Antecedentes.

Las colisiones entre mamíferos marinos y embarcaciones son una de las mayores amenazas para estos animales, y una de las causas de muerte de origen antropogénico para las poblaciones de grandes cetáceos de todo el mundo (Cates et al., 2017). Durante las últimas décadas, la importancia de este tipo de colisiones ha ido en aumento debido al incremento en el número de embarcaciones y la velocidad de las mismas (Laist et al., 2001). Los tipos de embarcaciones involucradas en las colisiones con mamíferos marinos son muy variadas, desde grandes barcos como cargueros comerciales o cruceros, hasta barcos de avistamiento de cetáceos, yates y barcos militares entre otros (Jensen et al., 2003; Laist et al., 2001; Van Waerebeek and Leaper, 2007). A mayor velocidad, los operadores de los barcos tienen menos posibilidad de detectar y tratar de evitar a los animales. La probabilidad de detectar un cetáceo aumenta si la embarcación se mueve a menor velocidad. Además de esto, la probabilidad de que la colisión cause una lesión mortal, aumenta a medida que lo hace la velocidad de la embarcación (Dolman et al., 2006).

Parece obvio pues que la letalidad de una colisión dependerá de la velocidad y tamaño de los barcos implicados. Estudios realizados sobre *Eubalaena glacialis* demostraron que la variación más alta en la probabilidad de infligir daños letales a las ballenas ocurría en la franja que va entre los 8.6 y 15 nudos, incrementado de 0.21 a 0.79 la misma. La probabilidad de ocasionar la muerte era de 0.5 a los 11.8 nudos mientras que a los 15, la asíntota se aproximaba a 1 (Vanderlaan and Taggart, 2007). Sobre la misma especie, en otro trabajo, se concluyó que para barcos mayores de 65 pies (19.5 metros), reducir la velocidad a 10 nudos minimizaba los niveles de mortalidad entre un 80 y 90% (Conn and Silber, 2013). Hay que considerar que en grandes barcos, la reducción de velocidad de 19 a 10 nudos, aumenta el tiempo de reacción ante el avistamiento de un gran cetáceo en 324 segundos (Gende et al., 2019). La reducción generalizada de la velocidad en un área de alta presencia de ballena azul y jorobada, a 10 nudos en un 95% de la flota, provocaba una mortalidad 2 veces menor en la primera y 3 para la segunda (Rockwood et al., 2020).

En referencia a la eslora, una revisión de diferentes descripciones de colisiones entre cetáceos y embarcaciones, concluía que la mayoría de incidentes con heridas letales o severas se producían a partir de los 80 metros de longitud (Laist et al., 2001).

Así pues, la más efectiva de las medidas para la reducción de las colisiones entre embarcaciones y cachalotes sería la **reducción de la velocidad a 10 nudos**, especialmente para aquellos barcos de **más de 80 metros**.

Sin embargo, la aplicación de esta restricción conlleva **serias repercusiones económicas y sociales, difícilmente justificables** para los **canales de Ibiza y Mallorca** con **distribuciones de la especie discretas y discontinuas**, tal y como han mostrado los diferentes estudios englobados en este proyecto.

Para la propuesta de una medida ajustada a la realidad del área estudiada, el modelado de las zonas de riesgo, producto de incorporar los datos provenientes de los mapas predictivos

de presencia, con los de potencial letalidad provenientes del estudio de las rutas de transporte, es indispensable.

### 2.1.1. Material y métodos.

#### 2.1.1.1. Modelado presencia de cachalotes.

Los datos obtenidos de las campañas desarrolladas entre 2022 y 2023 en el área de estudio se procesaron siguiendo el procedimiento descrito en (Pirotta et al., 2020, 2011). Para ello, solo se conservaron para el análisis las ubicaciones en esfuerzo y aquellas registradas durante los encuentros con cachalotes. Ambas se regularizaron a intervalos de 20 minutos. A continuación, los puntos se clasificaron como *presencia* cuando estaban en contacto acústico con los animales, o *ausencia* cuando no se escuchaba ningún animal, para posteriormente agruparse en *seguimiento* (es decir, una serie de puntos de presencia consecutivos correspondientes a un encuentro con cachalotes) o un transecto de *búsqueda* (serie de puntos de ausencia consecutivos entre dos seguimientos o intervalos fuera de esfuerzo).

Cada punto se asoció a un conjunto de variables estáticas y dinámicas, que se eligieron para representar los procesos batimétricos y oceanográficos que caracterizan el hábitat del cachalote, y en base a su relación documentada con la presencia de la especie.

Así, los datos derivados de la posición batimétrica como profundidad, pendiente, orientación (*aspect*), rugosidad e índice de posición geográfica (TPI) se han obtenido a partir de la información de GEBCO [https://www.gebco.net/data\\_and\\_products/gridded\\_bathymetry\\_data/](https://www.gebco.net/data_and_products/gridded_bathymetry_data/).

Las variables dinámicas analizadas para el modelo han sido la temperatura superficial del mar (SST), la proyección de la temperatura del fondo (BST), clorofila (CHL), altura nivel del mar y su anomalía (SSH y SLA), velocidad geostrofica superficial del agua de mar hacia el este (UGOSA) y velocidad geostrofica superficial del agua de mar hacia el norte (VGOSA). Los datos fueron obtenidos para cada momento de muestreo a partir de la información derivada de la base de datos de Copernicus, programa de observación de la Tierra de la Unión Europea, <https://data.marine.copernicus.eu/viewer/expert?view=catalogue>.

Todos los análisis se llevaron a cabo utilizando el paquete MRSea for R (Scott-Hayward et al., 2015), que utiliza un algoritmo de suavizado local espacialmente adaptativo (SALSA) con validación cruzada para ajustar *B-splines* unidimensionales y suavizadores espaciales de regiones complejas (CReSS)(Scott-Hayward et al., 2014; Walker et al., 2011). Como unidad de análisis se utilizaron ubicaciones espaciadas cada 20 minutos, y la variable de respuesta tuvo una distribución binaria, que se modeló mediante una función de enlace *logit*.

Todas las variables explicativas se estandarizaron para facilitar la convergencia del modelo. Los posibles problemas de multicolinealidad entre las covariables se evaluaron utilizando el factor de inflación de la varianza (VIF) y gráficos de correlación por pares, con valores de VIF  $\geq 2$  o correlación  $\geq 0,6$  tomados para indicar la colinealidad. Se ajustaron modelos separados que incluían cada una de las variables colineales en MRSea, y se utilizó el criterio de información de Akaike (AIC) para comparar pares de modelos. A continuación, el modelo completo incluyó todas las variables ambientales no colineales (profundidad, orientación, rugosidad, TPI, pendiente de SST, SLA, UGOSA y VGOSA). La orientación se incluyó como una *spline* cíclica, para reflejar la naturaleza circular de esta variable angular.

Para cada suavizador unidimensional, SALSA utiliza la validación cruzada para identificar el número y la ubicación óptimos de los nudos. El algoritmo también evalúa si el modelo se mejora al incluir alternativamente cada variable como un término lineal (en lugar de suave) o al eliminarlo por completo. Finalmente, se incluyó un CReSS liso (es decir, una superficie bidimensional de coordenadas geográficas) en el modelo devuelto por SALSA, para capturar parte de la variación espacial inexplicable en la ocurrencia de cachalotes.

Se utilizó el gráfico de función de autocorrelación (ACF) para evaluar el grado de autocorrelación en los residuos del modelo, y el modelo final se reajustó como un modelo de trabajo independiente en un marco de ecuaciones de estimación generalizadas (GEE) (Hardin and Hilbe, 2002), donde los transectos de seguimiento y búsqueda representaron bloques de puntos de datos correlacionados (Pirodda et al., 2020). Bajo este marco, un estimador de varianza mixto proporciona estimaciones robustas de precisión que tienen en cuenta el grado de autocorrelación observado dentro de cada bloque (Hardin and Hilbe, 2002). La importancia de los suavizados retenidos se evaluó mediante las pruebas de Wald basadas en errores estándar robustos, y el rendimiento del modelo final se evaluó utilizando una matriz de confusión, comparando la presencia de cachalotes predicha con la observada en cada ubicación. El área bajo la curva de características de funcionamiento del receptor (ROC) (AUC), calculada utilizando el paquete ROCR para R (Sing et al., 2005), ofrecía una medida adicional de bondad de ajuste.

Las relaciones estimadas entre las variables explicativas retenidas y la ocurrencia binaria de cachalotes se visualizaron mediante gráficos de residuos parciales, donde se calcularon intervalos de confianza del 95% utilizando un *bootstrap* paramétrico de los resultados del GEE (Pirodda et al., 2011; Scott-Hayward et al., 2015). Las predicciones del modelo se mapearon para cada estación utilizando una malla de celdas hexagonales de 4 millas cuadradas cubriendo el área de levantamiento en los dos canales. Se eligió un diseño hexagonal ya que este es más sensible a las variables continuas (Sahr, 2011). Los valores de las variables explicativas retenidas se extrajeron en el centroide de cada celda y se estandarizaron de acuerdo con la media y la desviación estándar de los datos originales.

Todos los análisis se realizaron en la versión 4.3.0 de R (R Core Team 2023).

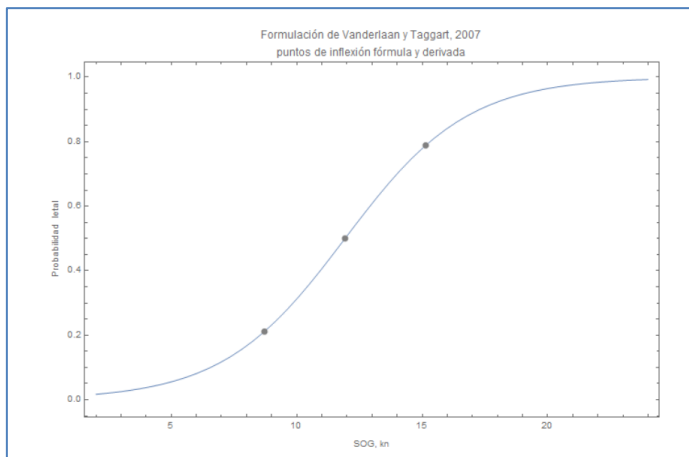
#### 2.1.1.2. Modelado índice de peligrosidad asociado al tráfico marítimo.

El modelado del índice de peligrosidad asociada al tráfico marítimo ha sido calculado por el Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX) para la misma malla definida en el modelado de presencia de cachalotes (véase 2.1.1.1).

Sobre dicha cartografía se ha mapeado la peligrosidad, evaluada como el sumatorio en cada celda del producto de la distancia recorrida  $S_i$ , el coeficiente de letalidad  $L(V_i)$ , dependiente de la velocidad  $V_i$ , según la derivada de la aproximación a la curva velocidad/letalidad (Vanderlaan and Taggart, 2007) y de acuerdo a su formulación recogida por (Vaes and Druon, 2013), [Ilustración 1](#), y la manga  $m_i$  de cada barco. La ecuación resultante, dividida por el área de la celda  $\Omega$ , proporciona una densidad de peligrosidad:

$$P = \frac{\sum_i S_i L(V_i) m_i}{\Omega}$$

La obtención de este parámetro permite la elaboración de mapas de densidad de peligrosidad que ponderan la densidad de tráfico tomando en consideración la velocidad y porte de los buques que transitan en cada zona.



Este índice de peligrosidad ha sido calculado por estación y aplicado a la malla hexagonal para poder ser asociado al modelo de presencia de cachalote.

**Ilustración 1.** Aproximación a la curva velocidad /letalidad de (Vanderlaan y Taggart, 2007) de acuerdo con la formulación citada por (Vaes y Druon, 2013).

Toda la información necesaria sobre navegación ha sido obtenida a partir de datos **AIS (Automatic Identification System)**, que son señales que emiten los barcos de manera automática para mejorar la seguridad marítima y la gestión del tráfico. Incluyen información estática del buque (nombre, número IMO, tipo y dimensiones), información dinámica (posición GPS, rumbo, velocidad, estado de navegación) y datos relacionados con el viaje (puerto de destino, hora estimada de llegada) y que, diferentes plataformas almacenan para un posible uso posterior.

### 2.1.1.3. Modelado índice de riesgo.

Las predicciones de la probabilidad de ocurrencia de cachalotes en ambos canales, para cada estación, se asociaron con el valor medio del índice de peligrosidad correspondiente a esa estación en cada celda de la malla de predicción. Siguiendo los enfoques de coocurrencia descritos en (Hague et al., 2024) se derivó una métrica de riesgo de colisión mediante la multiplicación de la probabilidad de ocurrencia de cachalotes por el tráfico medio. Adicionalmente, se aplicó el método propuesto por (Irvine et al., 2024) para calcular una métrica alternativa de riesgo de coocurrencia: tanto para la peligrosidad de tráfico como para la ocurrencia de cachalotes, se estimó la función de distribución de frecuencia acumulada empírica de los valores distintos de cero, la cual se utilizó para expresar el valor de cada celda en términos del valor correspondiente de la distribución acumulada (es decir, la proporción de valores menores o iguales, o proporción de cuantil). Posteriormente, la métrica de riesgo se calculó como el producto de ambas proporciones de cuantiles. Este enfoque alternativo permite generar una métrica de riesgo menos influenciada por valores extremos.

### 2.1.1.4. Valoración reducción velocidad.

En ausencia de los datos precisos sobre la velocidad real de las embarcaciones que transitan por una determinada área, debido a la naturaleza y origen de los datos (cedidos por el CEDEX), se ha realizado un análisis exploratorio para estimar el efecto de una hipotética limitación de velocidad a 10 nudos sobre la **peligrosidad de colisión** en cada celda espacial del área de estudio y así ver su efecto sobre **el riesgo**. La peligrosidad de colisión se definió

como una función del producto entre la distancia recorrida en la celda, la manga de la embarcación, y un coeficiente de letalidad dependiente de la velocidad, dividido por el área de la celda:

$$P = \frac{\sum_i S_i L(V_i) m_i}{\Omega}$$

Dado que no se dispone de los valores originales de velocidad ni del coeficiente de letalidad utilizado en el cálculo inicial, se adoptó una estrategia basada en **análisis por escenarios**. Para ello, se asumió una relación cuadrática entre la velocidad de la embarcación y la letalidad asociada a una posible colisión, tal como ha sido sugerido en la literatura científica (Conn and Silber, 2013; Wiley et al., 2011).

Bajo este supuesto, el coeficiente de letalidad es proporcional al cuadrado de la velocidad.

Esta proporcionalidad viene derivada al considerarse que la gravedad de un impacto proviene de la energía cinética del barco, que depende de su masa, prácticamente constante y del cuadrado de su velocidad, según la fórmula de dicha energía:

$$E_c = \frac{1}{2} mV^2$$

Esta relación refleja el aumento exponencial de la energía cinética con la velocidad, lo cual se traduce en un incremento sustancial de la gravedad de una colisión a velocidades elevadas.

Para evaluar el efecto de una limitación a 10 nudos, se consideraron diferentes escenarios hipotéticos de velocidad media original por celda. El impacto relativo de esta medida se calculó mediante la siguiente expresión:

$$\text{Reducción relativa de la peligrosidad} = 1 - \left( \frac{10}{V_{original}} \right)^2$$

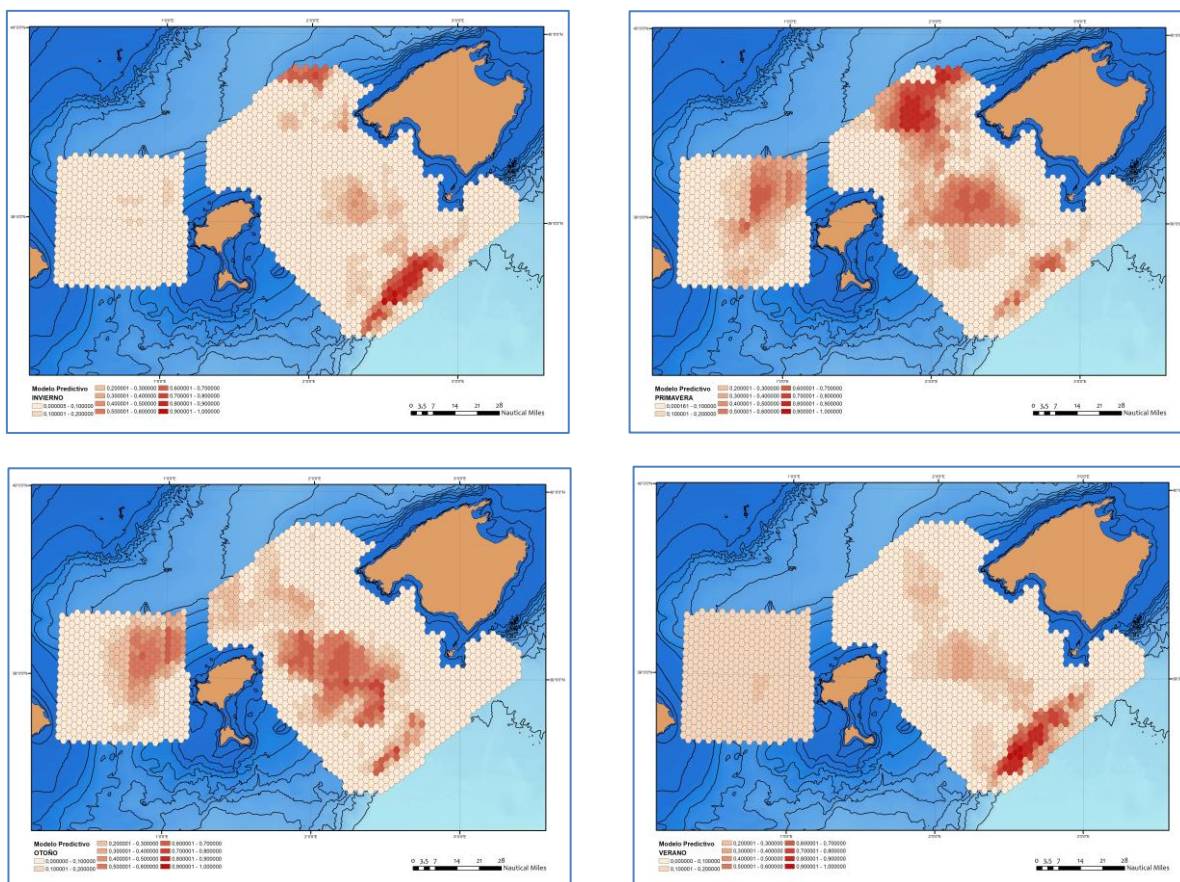
Este enfoque permite estimar, para cada celda, la reducción potencial de la peligrosidad de colisión bajo la hipótesis de una reducción uniforme de velocidad a 10 nudos. Aunque este análisis no sustituye un modelo empírico basado en datos reales de velocidad, constituye una herramienta útil de **evaluación preliminar** en contextos donde se busca implementar medidas de gestión conservadoras, como la limitación de velocidad para reducir colisiones con fauna marina.

Los resultados de este análisis se han representado espacialmente en forma de mapa, facilitando la identificación de las áreas donde la medida tendría un mayor impacto relativo en la mitigación del riesgo. Este tipo de visualización es especialmente útil para apoyar decisiones de zonificación o de establecimiento de zonas de navegación regulada.

## 2.1.2. Resultados.

### 2.1.2.1. Presencia de cachalotes.

Según los datos oceanográficos de 2022 y siguiendo el modelo elaborado, con una predicción correcta del 86% de las presencias y un 81% de las ausencias de cachalotes en los canales de Mallorca e Ibiza y una bondad de ajuste de 0.88, se han obtenido los siguientes 4 mapas de proyección de presencia de la especie.



**Ilustración 2. Mapas predicción presencia cachalotes por temporada (en sentido horario y desde esquina superior izquierda): invierno, primavera, verano y otoño.**

Como puede observarse en dichos mapas, la distribución de la presencia de cachalotes en los canales varía a lo largo del año. Durante los equinoccios la especie ocupa de forma más amplia y densa el área de estudio, estando presente en las partes centrales de ambos canales. Sin embargo, durante los solsticios, se produce una rarefacción en dichas zonas, desplazándose los animales a zonas profundas, especialmente el escarpe del Emile Baudot y, con una menor densidad, al NW de Mallorca. El canal de Ibiza pasa a ser un área residual, siendo la posibilidad de encuentro con cachalotes muy baja.

En verano, por lo tanto, cuando es mayor la densidad de tráfico marítimo entre Mallorca y Menorca y entre estas y la península, menor es la presencia de la especie, reduciendo así la posibilidad de colisiones.

#### 2.1.2.2. Índice de peligrosidad asociado al tráfico marítimo.

A partir de los datos facilitados por el CEDEX se elaboraron dos mapas por estación para ambos canales, uno, con los datos según el cálculo de coocurrencia, [Ilustración 3](#), y otro, con el método alternativo de cuantiles, [Ilustración 4](#), según se recoge en 2.1.1.3.

El patrón de casillas se ha calculado siguiendo el método de *Natural Breaks* que identifica grupos que maximizan la homogeneidad interna y la heterogeneidad externa. A nivel matemático, el procedimiento busca minimizar la suma de las desviaciones cuadráticas dentro de cada clase y, simultáneamente, maximizar la varianza entre clases (Jenks, 1967). El algoritmo evalúa diferentes particiones de los datos y selecciona la que proporciona la

mayor reducción en la varianza total intraclase, definida como la diferencia entre la varianza total de los datos y la varianza explicada por las clases. Esta optimización permite que los intervalos de clase se ajusten a la estructura estadística inherente de la distribución, en lugar de imponer divisiones arbitrarias como sucede con los métodos de intervalos iguales o cuantiles. En cartografía temática, esta propiedad favorece una representación más fiel de los patrones espaciales, facilita la interpretación visual y evita la sobre-representación de valores atípicos o distribuciones sesgadas (Slocum et al., 2022).

Para que los mapas sean visualmente comparables entre estaciones, los intervalos han sido homogeneizados.

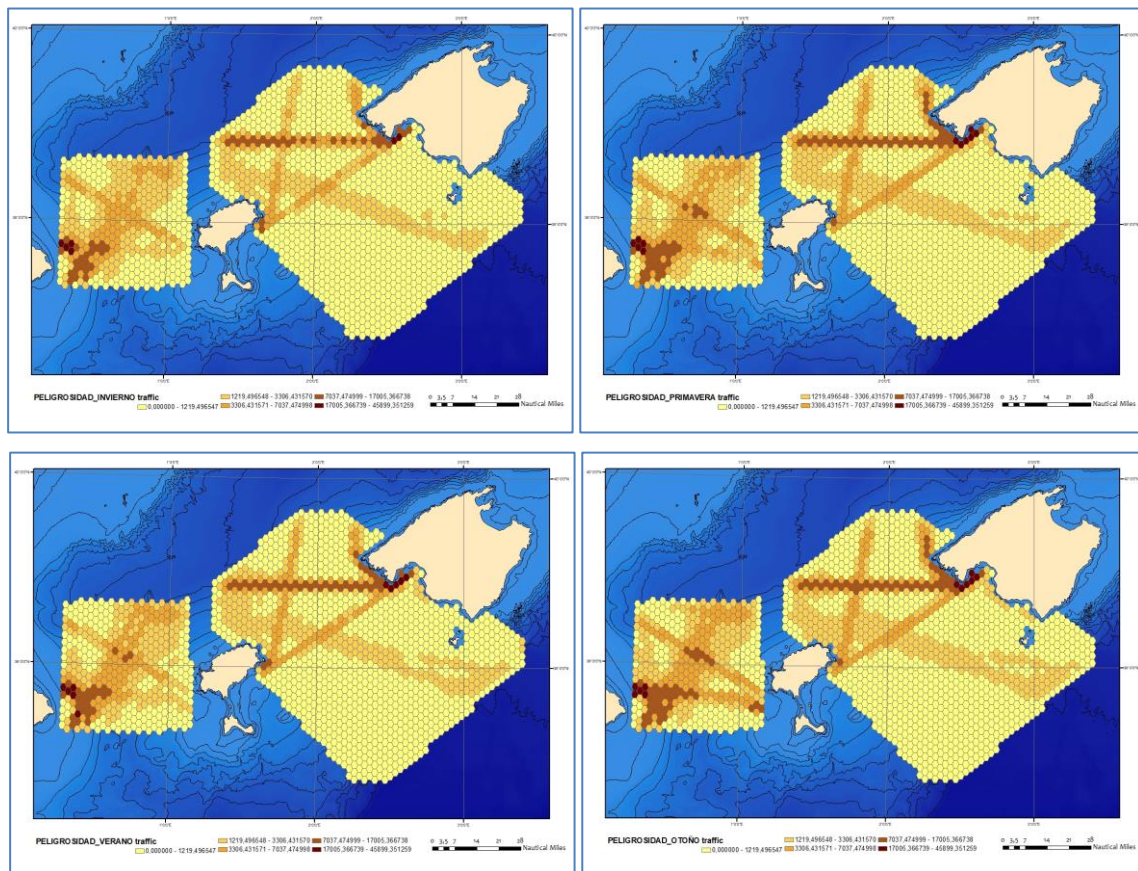


Ilustración 3. Mapas de peligrosidad por navegación para coocurrencia por temporada (en sentido horario y desde esquina superior izquierda): invierno, primavera, verano y otoño.

En la primera aproximación, aunque existen ciertas diferencias entre estaciones, **Ilustración 3**, la peligrosidad por navegación es netamente superior en el Canal de Ibiza, y se encuentra ampliamente distribuida, atribuible a las rutas que unen Baleares con la península y al tráfico N-S que atraviesa el canal en demanda del Estrecho de Gibraltar, puertos importantes del sur de Francia y norte de África. En el canal de Mallorca, esta peligrosidad es más concreta a las rutas entre Palma de Mallorca e Ibiza, Palma de Mallorca hacia Barcelona y el levante peninsular y la ruta que atraviesa el canal en sentido E-W que une la península con puertos al oriente de Baleares.

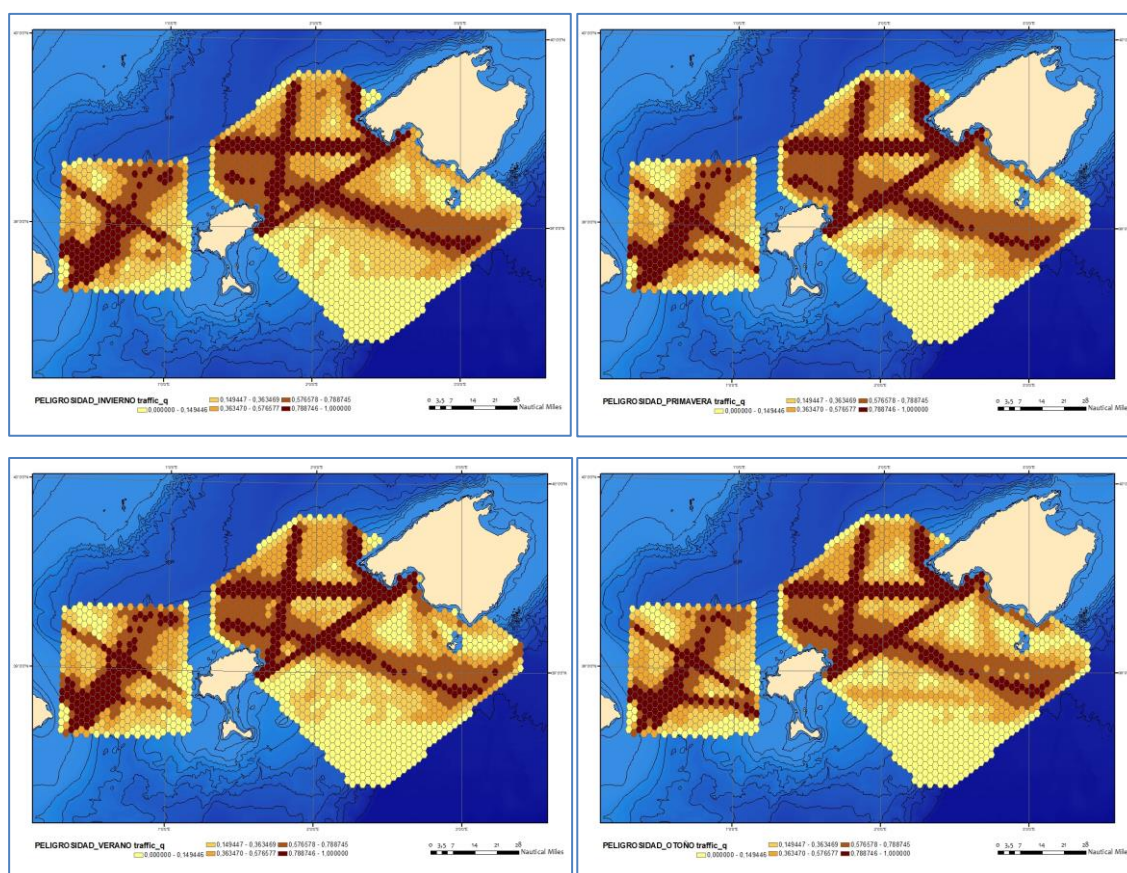


Ilustración 4. Mapas de peligrosidad por navegación para cuantiles por temporada (en sentido horario y desde esquina superior izquierda): invierno, primavera, verano y otoño.

En los mapas para cuantiles, *Ilustración 4*, la distribución es similar, pero al disminuir el impacto de los valores extremos, se percibe algo más de ruido y no se define tan certeramente la peligrosidad.

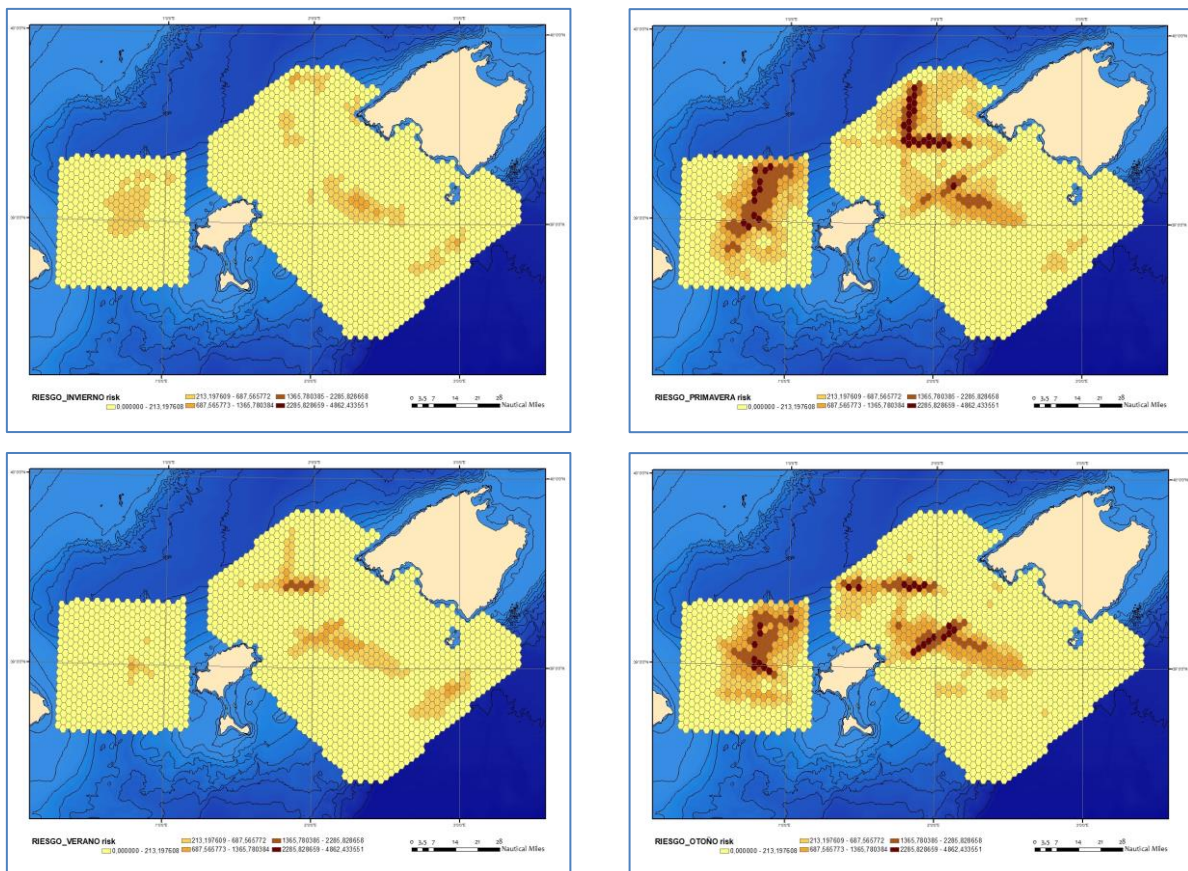
Considerando que lo que se pretende es identificar las áreas de mayor riesgo, y aunque se desarrollen los mapas desde ambos enfoques, la aproximación por coocurrencia permitirá una mayor precisión en la localización de puntos calientes de la problemática de las colisiones.

### 2.1.2.3. Índice de riesgo.

Siguiendo la metodología descrita en apartados anteriores, se han cruzado los datos de peligrosidad por navegación con la modelización de presencia de cachalotes, categorizados ambos por estaciones, y siguiendo los dos enfoques, coocurrencia y ponderación por cuantiles.

De esta forma se han obtenido dos paquetes de 4 mapas, recogidos en la *Ilustración 5* e *Ilustración 6*.

El comportamiento de los datos, tal y como se preveía es muy diferente según la aproximación que se haga: considerando el impacto de los valores extremos o eliminando ese impacto. Así, en este último caso, *Ilustración 6*, la zona de riesgo importante es muy extensa, lo que no permite afinar detalladamente las áreas críticas que es lo que pretende la acción.

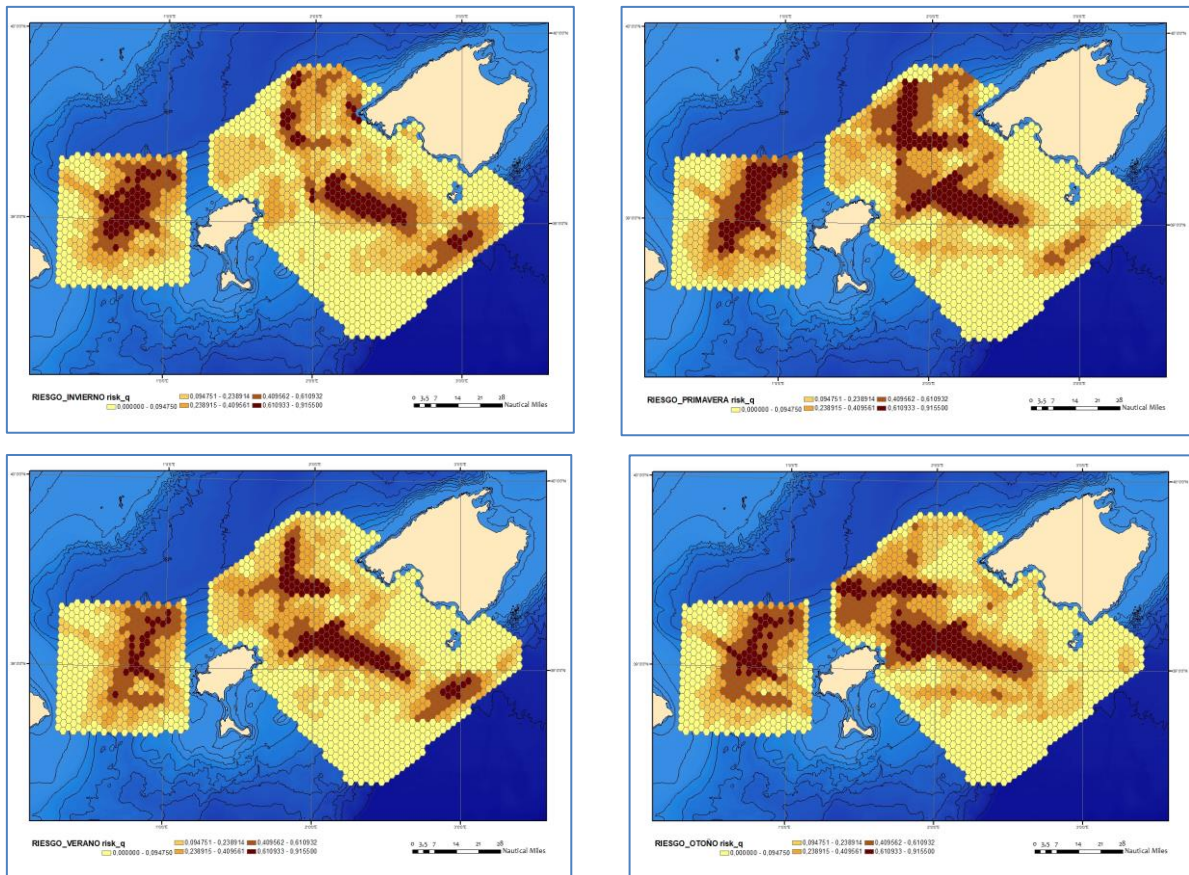


**Ilustración 5. Índice de riesgo de colisión por coocurrencia (en sentido horario y desde esquina superior izquierda): invierno, primavera, verano y otoño.**

Por ello, únicamente se discutirán en profundidad y se valorará el posible impacto de la reducción de velocidad de los datos obtenidos del riesgo de colisión por coocurrencia, [Ilustración 5](#).

Si bien cuando se valoró la peligrosidad por presencia de embarcaciones, el canal de Ibiza presentaba una presión y extensión territorial de ésta mayor que, el canal de Mallorca, cuando se valora el índice de riesgo de colisión, al tener el canal de Mallorca una presencia de cachalotes mayor, este índice muestra comportamientos similares en extensión y presión para ambas zonas, aunque, el menor tamaño del canal de Ibiza hace que presente una proporción territorial mayor de impacto, [Ilustración 5](#).

Para valorar el posible impacto de la reducción de velocidad a 10 nudos, se partirá de la creación de dos escenarios: *High-Speed Craft* con una velocidad media de 30 nudos y ferris convencionales, velocidad media de 14 nudos según las velocidades típicas de los buques en el NW del Mediterráneo por datos AIS 2019-2023, (ACCOBAMS and Quiet-Oceans, 2024; International Maritime Organization, 2023; Lajaunie et al., 2023; OceanCare, 2024a, 2024b) y sobre dichos escenarios, se recreará el efecto de una reducción de velocidad a 10 nudos. Esta reducción se aplicará únicamente en las zonas cuyo riesgo de colisión se sitúe en las 3 clases superiores, zonas 3, 4 y 5 de la clasificación por *Natural Breaks* del cálculo por coocurrencia, [Ilustración 5](#), es decir, aquellas zonas de alto riesgo.

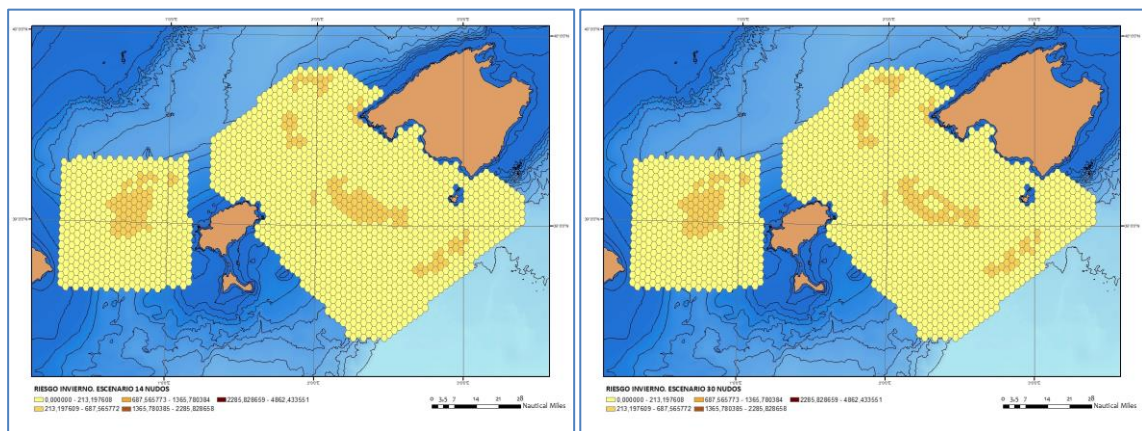


**Ilustración 6. Índice de riesgo de colisión por ponderación por cuantiles (en sentido horario y desde esquina superior izquierda): invierno, primavera, verano y otoño.**

De esta forma obtendremos mapas de riesgo considerando escenarios donde en las zonas calientes se produzca la mínima (suponiendo todos los buques como ferris convencionales), y la máxima (*High-Speed Craft*) minimización por reducción de velocidad a 10 nudos.

Así para cada estación, tendremos dos mapas resultantes, uno considerando que la velocidad en las áreas impactadas era de 14 nudos y otro con un escenario a 30 nudos,

**Ilustración 7, Ilustración 8, Ilustración 9 e Ilustración 10.**



**Ilustración 7. Índice de riesgo de colisión en invierno con reducción de velocidad a 10 nudos en zonas de riesgo 3, 4 y 5 partiendo de un escenario de 14 nudos, izquierda y 30 nudos, derecha.**

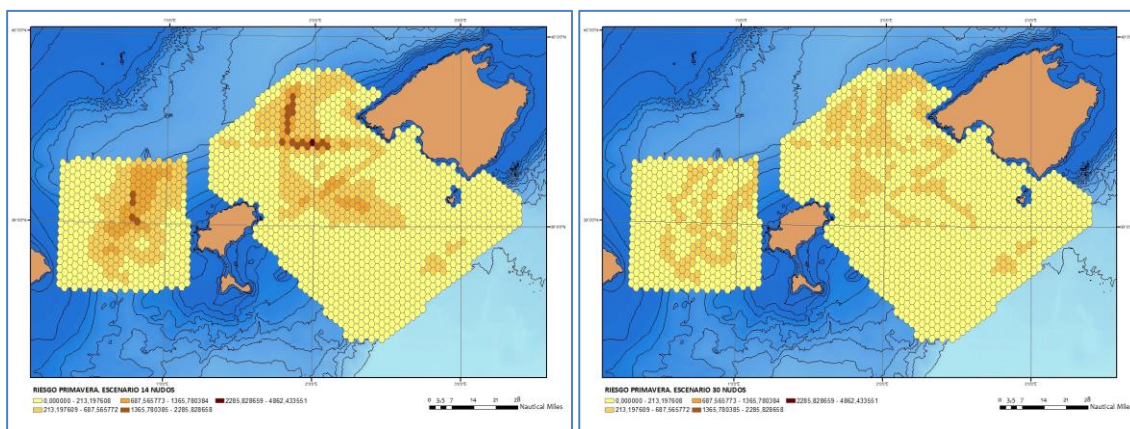


Ilustración 8. Índice de riesgo de colisión en primavera con reducción de velocidad a 10 nudos en zonas de riesgo 3, 4 y 5 partiendo de un escenario de 14 nudos, izquierda y 30 nudos, derecha.

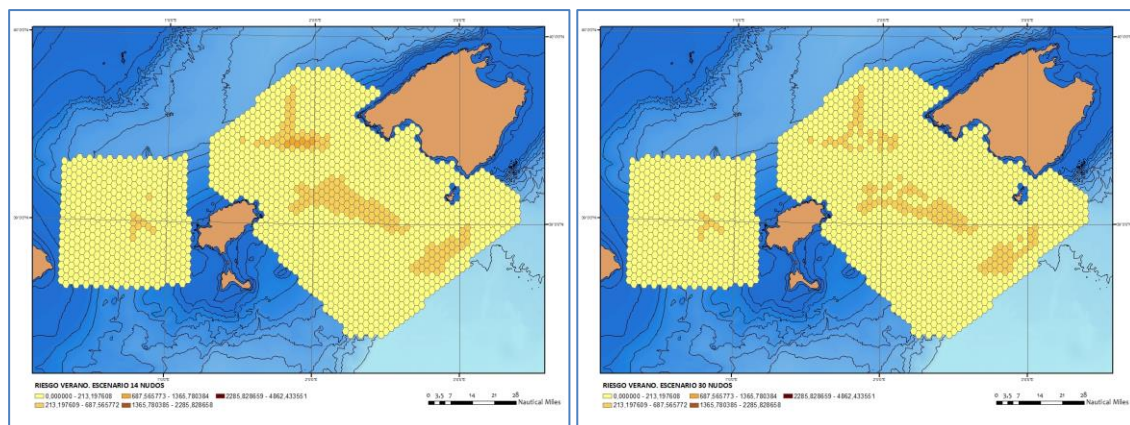


Ilustración 9. Índice de riesgo de colisión en verano con reducción de velocidad a 10 nudos en zonas de riesgo 3, 4 y 5 partiendo de un escenario de 14 nudos, izquierda y 30 nudos, derecha.

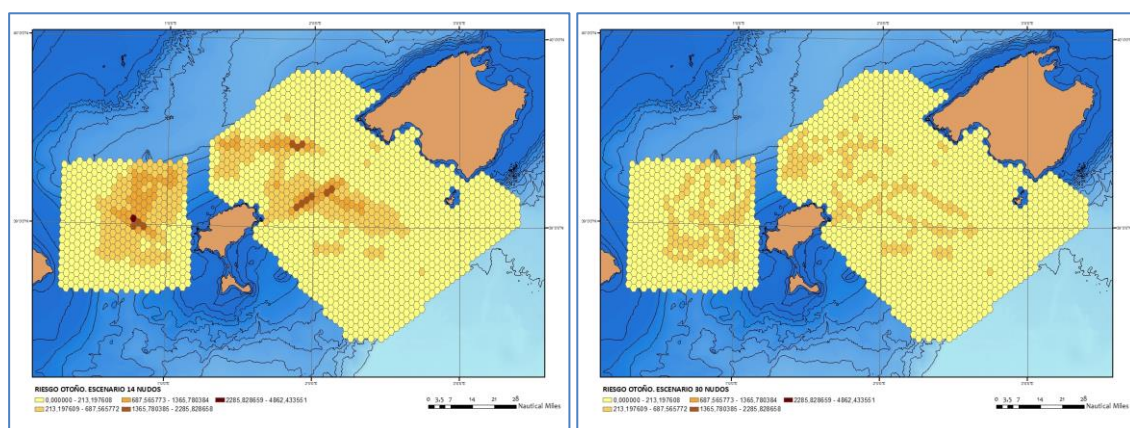


Ilustración 10. Índice de riesgo de colisión en otoño con reducción de velocidad a 10 nudos en zonas de riesgo 3, 4 y 5 partiendo de un escenario de 14 nudos, izquierda y 30 nudos, derecha.

Según los mapas elaborados, tanto en verano como en invierno, épocas en las que el modelo de presencia de cachalotes, [Ilustración 7](#) e [Ilustración 9](#), los sitúa algo más alejados de los canales, la reducción de velocidad a 10 nudos, sea cual sea el escenario inicial, erradica casi por completo el área bajo clases 3, 4 y 5 de riesgo de colisión, [Tabla 1](#), dejando únicamente un total de 24 millas cuadradas en clase 3, en escenario 2 para verano y ninguna en invierno, cuando en el escenario real, 140 millas cuadradas se sitúan en las clases 3 a 5 en verano y 40

en invierno. Sin embargo, dadas las dimensiones de ambos canales, ambas estaciones, muestran un riesgo de colisión bajo, [Ilustración 5](#).

**Tabla 1. Número de celdas/millas cuadradas de superficie por estación según clases de riesgo en escenario real, escenario velocidad inicial de 30 nudos y escenario velocidad inicial 14 nudos.**

RIESGO REAL				
	INVIERNO	PRIMAVERA	VERANO	OTOÑO
Clase 1	1.540/6.160	1.190/4.760	1.535/6.140	1.276/5.104
Clase 2	148/592	281/1.124	128/512	195/780
Clase 3	10/40	117/468	29/116	136/544
Clase 4	***	76/304	6/24	66/264
Clase 5	***	34/136	***	25/100
ESCENARIO 1. VELOCIDAD INICIAL 30 NUDOS				
Clase 1	1.550/4.600	1.368/5.472	1.568/6.272	1.463/5.852
Clase 2	148/592	330/1320	130/520	235/940
Clase 3	***	***	***	***
Clase 4	***	***	***	***
Clase 5	***	***	***	***
ESCENARIO 2. VELOCIDAD INICIAL 14 NUDOS				
Clase 1	1.540/6.160	1.191/4.764	1.535/6.140	1.267/5.068
Clase 2	158/632	396/1.584	157/628	328/1.312
Clase 3	***	91/364	6/24	81/324
Clase 4	***	19/76	***	12/48
Clase 5	***	1/4	***	1/4

Escenario diferente suponen las estaciones de primavera y otoño, en los que el riesgo de colisión es alto en una amplia zona del área de estudio, [Ilustración 5](#). Así, por encima de clase 2, se sitúan un total de 908 millas cuadradas en cada estación, [Tabla 1](#). Considerando que el total de celdas suponen 6.792 mn<sup>2</sup>, el área de alto riesgo supone un 13% de los canales de Ibiza y Mallorca. Contemplando una reducción de velocidad en estas celdas, el riesgo se reduce a 0% en el escenario 1 y entre 6,5 (444 mn<sup>2</sup>, primavera) y 5% (346 mn<sup>2</sup>, otoño) en el escenario 2.

Aunque no se tienen los datos de velocidad media de las embarcaciones que usan los canales de Mallorca e Ibiza, estudios anteriores fijaron la velocidad promedio de las rutas marítimas que cruzaban las áreas de alimentación del rorcual común en el Garraf, en el corredor de cetáceos, área más al norte del canal de Ibiza, en una media de 15 nudos, (Tort Castro et al., 2022), por lo que podemos imaginar un escenario real más parecido al escenario 2 de

suposición de velocidad, por lo que, reducir la velocidad a 10 nudos en las áreas sensibles reduciría, aproximadamente, el riesgo por colisión a la mitad.

### 2.1.3. Discusión.

A partir de esta aproximación teórica puede contemplarse la reducción de velocidad a 10 nudos en las zonas sensibles como una alternativa eficaz para reducir la mortalidad por colisiones entre cachalotes y buques.

Sin embargo, su aplicabilidad resulta exigente y compleja. Por un lado, el modelado de la presencia de cachalotes necesita alimentarse de las variables que explican su distribución. Si bien algunas de estas variables son constantes temporalmente, como la pendiente o la profundidad, existen otras que presentan una alta variabilidad temporal como las geostróficas, por ejemplo. Eso quiere decir que no se puede predecir dónde estarán los animales sin predecir dichas variables, lo que genera una gran incertidumbre ya que, el modelo predictivo de la presencia de cachalotes debería sustentarse en el desarrollo de otro modelo predictivo, en este caso de las variables oceanográficas. Podría trabajarse con modelos desarrollados con datos obtenidos recientemente, lo que mostraría la presencia en el más inmediato pasado. Esta posibilidad sería viable siempre que las variables pudieran ser obtenidas en un corto lapso de tiempo.

Al mismo tiempo, sería importante continuar con un muestreo periódico de la presencia de cachalotes en el área para contrastar los datos teóricos y comprobar su ajuste.

De esta forma, si se pudiera articular una descarga automatizada de datos para alimentar el modelo, podría hacerse llegar a los buques de forma dinámica, las áreas donde reducir la velocidad y así, minimizar el impacto de las colisiones.

Sin embargo, y aunque queda fuera del ámbito de este ensayo, debería considerarse el impacto que sobre las rutas comerciales y de pasajeros podría tener este descenso de velocidad y si, esta regulación, podría tener efectos contraproducentes como aumentar el número de barcos que cubren una misma línea. Si bien, la discreta superficie del área identificada, a priori, de reducción de velocidad, no induce a pensar en problemas en este aspecto.

## 2.2. Detección automatizada por IA.

### 2.2.1. Antecedentes.

El avance de la identificación automatizada de especies e individuos mediante inteligencia artificial (IA) es notable en la última década, gracias al uso de modelos basados, especialmente en redes neuronales convolucionales y enfoques de *metric learning*, que permiten extraer características discriminativas a partir de fotografías de aletas y colas (Patton et al., 2023). En estas técnicas se basan plataformas colaborativas como *Flukebook*, donde se combinan algoritmos de aprendizaje profundo y la validación manual de tal forma que se optimiza la clasificación y fotoidentificación de cetáceos en catálogos de gran magnitud (Blount et al., 2022)

Entrenar estos modelos requiere de bases de datos etiquetadas con metadatos, y validación cruzada, así como el uso de *pipelines* que integran la detección automática de la aleta con la identificación del individuo (Fuller et al., 2025).

De forma paralela, se está desarrollando el uso de cámaras embarcadas para la detección en tiempo real de cetáceos, con sistemas que puedan generar alertas al puente y ofrezcan estimaciones de rumbo y distancia, contribuyendo a la seguridad marítima y a la mitigación de las colisiones (Smith et al., 2020) aunque es una tecnología en pleno desarrollo.

En el caso que nos ocupa, el cachalote, la integración de sensores a bordo constituye una herramienta prometedora para reducir el riesgo de interacción con el tráfico marítimo.

Actualmente existe una instrumentación en el mercado, basada en el reconocimiento mediante IA, de imágenes obtenidas a partir de una combinación de cámaras convencionales y térmicas, para evitar las colisiones entre embarcaciones y entre éstas y objetos flotantes como boyas, pequeñas neumáticas o, incluso, personas nadando.

Conscientes del potencial de esta instrumentación, TURSIOPS contactó con la empresa líder, y hasta el momento única, diseñadora, constructora y comercializadora de este instrumental: SEA.AI, para el desarrollo de esta prueba piloto.

## 2.2.2. Material y métodos.

### 2.2.2.1. Cámara y sistema a bordo.

Para el testeo de la capacidad de detección automática por IA se ha empleado como base el sistema **SEA.AI Offshore One**, [Ilustración 11](#). Se trata de un sistema de vigilancia marítima autónomo basado en visión artificial y aprendizaje profundo, diseñado para operaciones offshore 24/7 en buques recreativos, comerciales, pesqueros y plataformas industriales. Integra sensores ópticos y térmicos de largo alcance con procesamiento de IA embarcado, ofreciendo detección, clasificación y seguimiento automático de objetos en el mar, incluyendo pequeñas embarcaciones y personas en el agua.

Sus características técnicas son:

1. Hardware y sensores.
  - ✓ Módulo óptico: cámara de alta definición *low-light* (resolución hasta 2592×1944 px) para condiciones diurnas y crepusculares.
  - ✓ Cámara térmica (LWIR): resolución 640×512 píxeles, operativa en total oscuridad o niebla ligera.
  - ✓ Rango operativo:
    - Personas en el agua: hasta ~700 m
    - Embarcaciones pequeñas (RIBs, botes): hasta ~3 km
    - Barcos mayores (veleros, motoras): hasta ~7,5 km
  - ✓ Unidad de estabilización: IMU + algoritmo de detección de horizonte que compensa balanceo y cabeceo del buque, asegurando imágenes estables en mares agitados.
  - ✓ Carcasa: IP67, probada contra choques de hasta 10 g, corrosión salina y >1 millón de ciclos de uso.
2. Procesamiento e IA.
  - ✓ Plataforma de cómputo: unidad de alto rendimiento tipo NVIDIA Jetson integrada a bordo.

- ✓ Base de datos: >10 millones de objetos marinos anotados, entrenados para reconocimiento robusto en entornos oceánicos.
- ✓ Algoritmos de DL: visión artificial + *deep learning* para detección, clasificación (tipología de objeto) y seguimiento.
- ✓ Alertas inteligentes: niveles de riesgo y alarmas configurables, envío de avisos automáticos al puente.
- 3. Interfaz y conectividad.
- ✓ Modos de visualización:
  - Vista diurna (color)
  - Vista térmica (IR)
  - Modo mapa con realidad aumentada (superposición de objetos detectados sobre carta electrónica)
- ✓ Integración: compatible con MFDs (Garmin, Furuno, B&G, Raymarine) y PCs vía HDMI, USB o API.
- ✓ Control: seguimiento automático del objetivo + control manual (zoom digital x8, panorámico  $\pm 360^\circ$ ).
- ✓ Actualizaciones OTA: software optimizado de manera remota y continua.



Ilustración 11. SEA.AI Offshore One

#### 2.2.2.2. Obtención de imágenes.

Para alimentar la IA, el primer paso ha sido obtener imágenes de cachalotes registradas por el SEA.AI para que, los diseñadores del software tuvieran el material gráfico necesario para la identificación de los animales. Para ello, se modificó la unidad *Offshore One* instalándole una salida usb 3.0 para conectar un disco duro. Así mismo, el software del equipo incorporó un modo programador que permitía la grabación de las imágenes que obtenían las 3 cámaras de la instrumentación.

De esta forma, y hasta finales de 2024, en todas las campañas realizadas por TURSIOPS se procedió a grabar las diferentes aproximaciones que se realizaron a ejemplares de cachalotes.

En total, SEA.AI ha dispuesto de un total de **400.000 imágenes** de cachalotes para programar el detector.

### 2.2.2.3. Testeo del equipo.

Una vez enviadas las grabaciones, se estuvo a la espera de que SEA.AI procesará las imágenes y desarrollará la primera versión beta del identificador de ballenas. Esta fase se demoró hasta el mes de mayo de 2025 cuando, una nueva cámara con la programación beta fue enviada. En el transcurso de dicho mes se procedió a la instalación del equipo y su calibración para su prueba de campo.

A principios de junio la instrumentación estuvo operativa en el *Irifi*, barco de la asociación, y durante todas las campañas de verano se procedió a la validación del reconocimiento automático exponiendo al SEA.AI a la presencia de cachalotes en diferentes entornos de luz, estado del mar, comportamiento de los animales... y, ponderar la fiabilidad del mismo: tanto por ciento de efectividad y rango de alcance.

Para dicha ponderación se realizaron grabaciones de pantalla del detector SEA.AI desde el ordenador conectado a la instrumentación, [Ilustración 12](#).

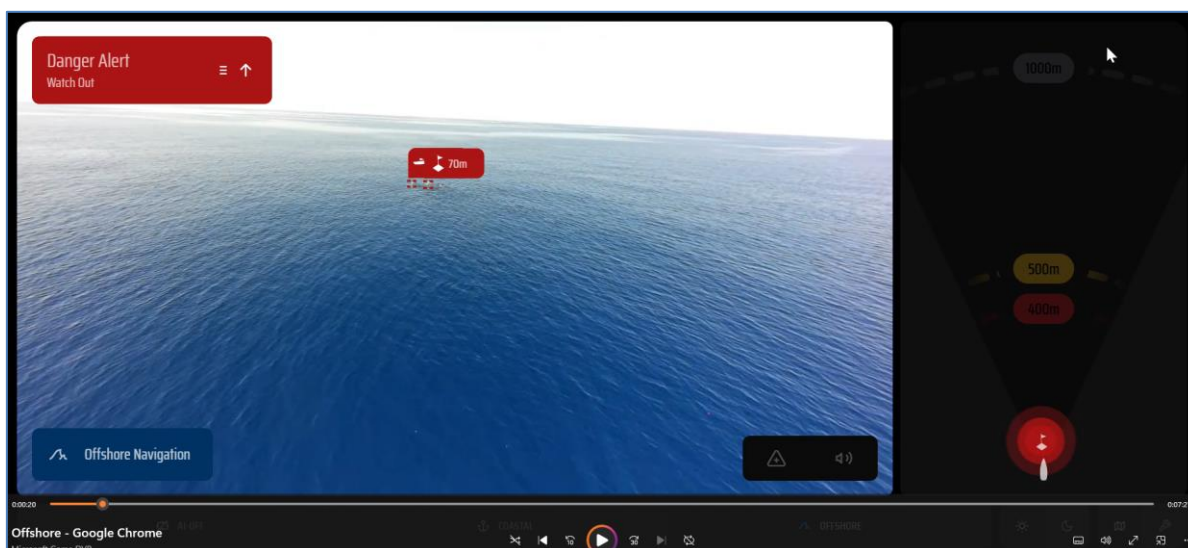


Ilustración 12. Captura de pantalla del detector SEA.AI, con alarma activada por la presencia de dos cachalotes a 70 metros de distancia.

### 2.2.3. Resultados.

Se han obtenido un total de 56 vídeos de aproximación a cachalotes, tanto de animales solitarios como de grupos, con un total de 7 horas, 39 minutos y 50 segundos de grabación. Las características de cada uno de ellos, así como las variables ambientales en el momento del registro y la identificación positiva y distancia al barco, se resumen en la [Tabla 2](#).

Las variables ambientales recogidas se escogieron entre aquellas que, de una forma u otra, afectan a la capacidad de detección visual de un cachalote en superficie. Así se determinó la velocidad del viento en nudos (dato obtenido por la instrumentación del barco), la altura de ola de viento y de mar de fondo (en metros y visualmente) y el porcentaje de reflejo por el sol que afectaba a la pantalla del SEA.AI (visualmente y en laboratorio durante la visualización del vídeo) y su situación (L-lateral, C-central, I-Inferior, S- Superior y V-Variable). Posteriormente, durante la visualización en gabinete, se contabilizaron el número de individuos que aparecían en la grabación (IND.), si eran identificados por la IA (IDE) y la

distancia a la que se producía la primera identificación o, en las no-identificaciones, la distancia mínima del barco a la que llegaba a situarse el cachalote.

Tabla 2. Grabaciones de pantalla del detector SEA.AI.

Nº	ARCHIVO	DURACION		VIENTO	MAR DE VIENTO	MAR DE FONDO	"Glare"		IND.	IDE.	DIST.
		Min.	S.				%	SIT.			
1	Offshore - Google Chrome 2025-06-07 13-43-52	5	17	6	0,2	0,5	NO		1	SI	60
2	Offshore - Google Chrome 2025-06-07 14-27-59	8	18	6	0,2	0,5	NO		1	SI	80
3	Offshore - Google Chrome 2025-06-17 13-58-24	3	33	6	0,1	0,2	NO		1	SI	149
4	Offshore - Google Chrome 2025-06-17 14-30-30	8	0	6	0,1	0,2	NO		1	SI	255
5	Offshore - Google Chrome 2025-06-18 18-02-50	9	4	4	0,1	0,2	30	L	1	SI	167
6	Offshore - Google Chrome 2025-06-20 15-30-15	2	26	8	0,2	0,1	5	L	1	SI	232
7	Offshore - Google Chrome 2025-06-20 16-11-58	8	54	8	0,2	0,1	40	L	1	SI	179
8	Offshore - Google Chrome 2025-06-21 11-22-46	7	43	9,3	0,2	0,2	10	L	1	SI	85
9	Offshore - Google Chrome 2025-06-21 12-00-31	8	50	9,2	0,3	0,2	10	L	1	SI	80
10	Offshore - Google Chrome 2025-06-21 12-59-37	11	24	9	0,3	0,2	NO		1	SI	88
11	Offshore - Google Chrome 2025-07-09 15-24-33	9	10	10	0,3	0,5	NO		1	SI	52
12	Offshore - Google Chrome 2025-07-09 17-01-06	9	53	4	0,1	1	40	C-L	1	NO	20
13	Offshore - Google Chrome 2025-07-09 17-48-12	13	23	4	0,1	1	25	L	1	SI	115
14	Offshore - Google Chrome 2025-07-10 14-02-31	1	31	10	0,1	0,5	NO		1	SI	82
15	Offshore - Google Chrome 2025-07-10 14-42-25	8	34	10	0,1	0,5	5	C-I	1	SI	78
16	Offshore - Google Chrome 2025-07-10 17-47-42	3	47	3	0,1	0,4	20	C	1	SI	47
17	Offshore - Google Chrome 2025-07-10 18-37-26	7	29	0	0	0,3	30	L	1	SI	68
18	Offshore - Google Chrome 2025-08-04 12-19-15	7	25	6	0,1	0,4	NO		1	SI	109
19	Offshore - Google Chrome 2025-08-04 13-16-38	9	12	7,2	0	0,3	NO		1	SI	155
20	Offshore - Google Chrome 2025-08-04 14-53-00	9	26	5,6	0,1	0,3	NO		1	SI	57
21	Offshore - Google Chrome 2025-08-04 16-12-22	8	22	6	0,1	0,4	NO		1	SI	101
22	Offshore - Google Chrome 2025-08-04 18-29-23	9	5	8	0,3	0,5	NO		1	SI	164
23	Offshore - Google Chrome 2025-08-04 19-24-30	7	27	9,5	0,2	0,4	10	L	1	SI	148
24	Offshore - Google Chrome 2025-08-04 20-17-26	9	8	6	0,2	0,4	10	L	1	SI	92
25	Offshore - Google Chrome 2025-08-05 11-17-35	10	4	8,5	0,28	0,8	20	C	4	SI	74
26	Offshore - Google Chrome 2025-08-05 11-31-36	1	13	8,5	0,28	0,8	20	C-I	1	SI	108
27	Offshore - Google Chrome 2025-08-05 12-44-34	25	29	10	0,4	1,2	20	V	1	NO	90
28	Offshore - Google Chrome 2025-08-05 13-44-19	9	29	10	0,4	1,2	NO		1	SI	48
29	Offshore - Google Chrome 2025-08-08 10-24-59	9	35	0	0	0,1	10	L	1	SI	77
30	Offshore - Google Chrome 2025-08-08 11-13-26	11	2	0	0	0,1	60	C	1	SI	74
31	Offshore - Google Chrome 2025-08-08 12-15-28	8	1	0	0	0,1	10	L	1	SI	61
32	Offshore - Google Chrome 2025-08-08 12-29-02	3	16	0	0	0,1	NO		1	SI	109
33	Offshore - Google Chrome 2025-08-08 12-35-38	1	18	0	0	0,1	NO		1	SI	115
34	Offshore - Google Chrome 2025-08-08 12-37-13	3	11	0	0	0,1	NO		2	SI	104
35	Offshore - Google Chrome 2025-08-08 12-43-36	6	37	0	0	0,1	NO		2	SI	91
36	Offshore - Google Chrome 2025-08-08 12-58-50	1	50	0	0	0,1	NO		3	SI	118
37	Offshore - Google Chrome 2025-08-08 13-02-32	7	29	4	0,1	0,1	NO		1	SI	92
38	Offshore - Google Chrome 2025-08-08 13-10-04	7	34	4	0,1	0,1	NO		2	SI	141
39	Offshore - Google Chrome 2025-08-08 13-19-04	7	7	4	0,1	0,1	NO		1	SI	67
40	Offshore - Google Chrome 2025-08-08 13-27-10	5	19	4	0,1	0,1	NO		4	SI	109
41	Offshore - Google Chrome 2025-08-08 13-40-33	6	23	4	0,1	0,1	NO		2	SI	92
42	Offshore - Google Chrome 2025-08-08 14-12-28	15	29	2,5	0,1	0,1	NO		5	SI	192
43	Offshore - Google Chrome 2025-08-08 14-40-52	14	6	2,5	0,1	0,1	NO		2	SI	62
44	Offshore - Google Chrome 2025-08-08 14-59-29	1	59	2,5	0,1	0,1	NO		1	SI	206
45	Offshore - Google Chrome 2025-08-08 15-03-59	7	47	2,5	0,1	0,1	NO		3	SI	74
46	Offshore - Google Chrome 2025-08-09 08-10-53	12	30	4	0,1	0,3	NO		2	SI	69
47	Offshore - Google Chrome 2025-08-09 08-57-21	7	10	4	0,1	0,3	NO		1	SI	67
48	Offshore - Google Chrome 2025-08-09 09-08-58	2	32	5	0,1	0,1	NO		1	SI	59
49	Offshore - Google Chrome 2025-08-09 09-31-07	4	57	5	0,1	0,1	NO		1	SI	69
50	Offshore - Google Chrome 2025-08-09 09-43-42	4	2	5	0,1	0,1	NO		1	SI	124
51	Offshore - Google Chrome 2025-08-09 10-23-21	3	13	5	0,1	0,1	NO		1	SI	70
52	Offshore - Google Chrome 2025-08-09 10-28-59	5	34	5	0,1	0,1	NO		1	SI	106
53	Offshore - Google Chrome 2025-08-12 07-07-54	10	48	0	0	0,1	NO		6	SI	72
54	Offshore - Google Chrome 2025-08-12 08-29-35	0	44	0	0	0,1	75	C	1	SI	114
55	Offshore - Google Chrome 2025-08-12 18-39-13	45	18	0	0	0,1	NO		1	SI	76
56	Offshore - Google Chrome 2025-08-12 19-36-41	11	23	0	0	0,1	NO		3	SI	62

La velocidad de aproximación a los animales fluctuó desde los 2 a los 6 nudos.

Del total de 56 encuentros con cachalotes, el SEA.AI identificó la presencia de cachalotes en 54 casos, mostrando por tanto un **96,42% de efectividad**. Las distancias de primera detección oscilaron entre un máximo de 255 metros, [ilustración 13](#), y un mínimo de 47, [ilustración 14](#). Es importante señalar, para evitar malentendidos, que el ser una versión *beta*, no existe icono para ballena y el sistema busca, según las condiciones, el aviso que considera más parecido. La media de distancia de primera identificación ha sido de 102,68 metros con un intervalo de confianza al 95% de 89,89-115,47.

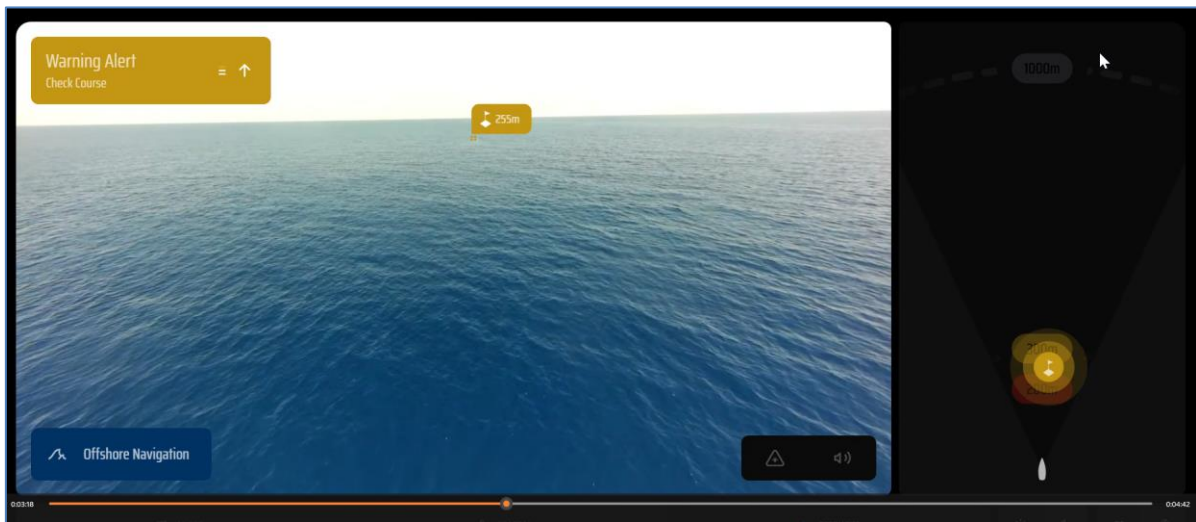


Ilustración 13. Captura de pantalla del detector SEA.AI, máxima distancia de detección.

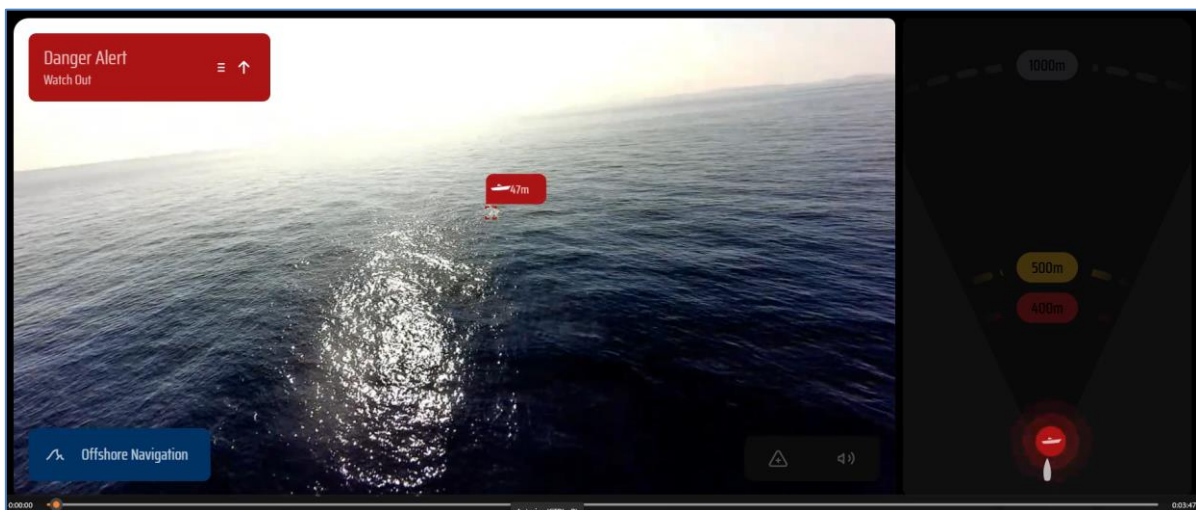


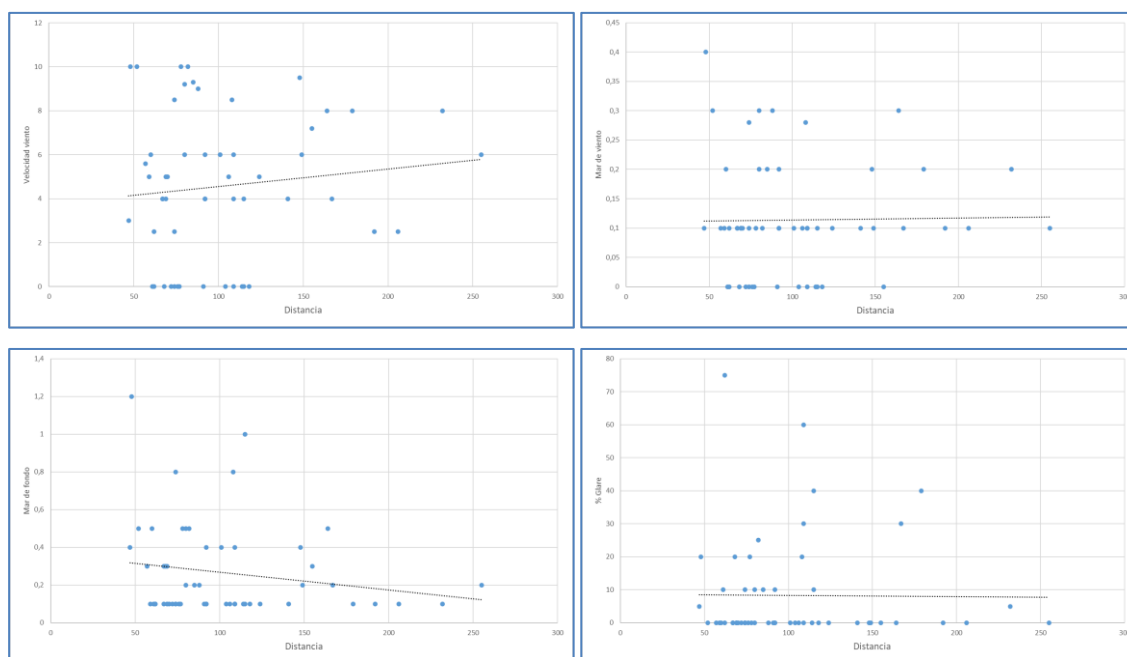
Ilustración 14. Captura de pantalla del detector SEA.AI, mínima distancia de detección.

Estas distancias de detección son las distancias para la primera identificación. Es decir, en las grabaciones, los cachalotes pueden mostrarse más cerca porque el barco se ha aproximado a ellos para desarrollar los trabajos de fotoidentificación, marcaje o vuelo de dron de la campaña en concreto y el detector ha seguido dando aviso de su presencia. Estos nuevos avisos no se han considerado porque se interpreta que, dada la primera señal, ya podrían ejecutarse las maniobras necesarias para evitar la colisión como reducir la velocidad o cambiar de rumbo.

Teniendo en cuenta que el barco de muestreo se aproximó a los cachalotes a velocidades comprendidas entre los 2 y 6 nudos, el tiempo de reacción antes de la colisión oscilaría entre los 247,57 y 82,52 segundos del animal más alejado y de entre 45 y 15 segundos del animal más próximo. El tiempo de reacción medio oscilaría entre los 99,69 s y 33,23 s, con un intervalo de confianza del 95% superior entre 112,11 y 37,37 s, e inferior de 87,27 y 29,09 s.

Ante este escenario y considerando que, las características de la embarcación de pequeño porte, fácil maniobrabilidad y rápida maniobra, permiten suponer que 29,09 s son suficientes para el cambio de rumbo y velocidad pertinente, se hubieran podido evitar, gracias a la alarma del SEA.AI, el 95% de las colisiones con identificación. Y, como éstas, han supuesto el 96,42% de los casos, en el test piloto, la **eficiencia** para evitar colisiones entre cachalotes y el barco de muestreo es del **91,59%**.

Para identificar qué factores pueden haber afectado a la distancia de identificación, se han valorado las relaciones entre dicha distancia y la velocidad del viento, las olas (de viento y de fondo) y el reflejo (*glare*) del sol, **Ilustración 15**.



**Ilustración 15. Relación entre la distancia de primera detección y variables ambientales, en orden horario empezando por la esquina superior izquierda: velocidad del viento, mar de viento, mar de fondo y *glare*.**

Como puede observarse en las gráficas, tanto para la velocidad del viento, la ola de viento y el *glare*, no existe una relación directa entre dichas variables y la distancia de detección. La línea de tendencia es prácticamente horizontal, a excepción de con el viento cuya gráfica parece mostrar que, a más viento, a mayor distancia puede detectarse el cachalote. Podría explicarse en el hecho de que, a más viento, mayores serán las rompientes sobre el cuerpo del animal y esto, facilita su identificación. Pero, el viento y el mar de viento son variables dependientes, por lo que su comportamiento debería ser similar. Probablemente, esta divergencia sea debida al error de observación, ya que las alturas de olas son estimadas. Además, al margen de la horizontalidad de la tendencia, la variabilidad es muy baja, ya que sólo se muestreó con buenas condiciones ambientales para el trabajo en el mar.

La única variable que presenta un comportamiento lógico es el mar de fondo, con el que, aunque ligeramente, la distancia de detección es inversa al tamaño de ola. Sin embargo, la pendiente de la tendencia es muy baja como para considerar, en este muestreo, una afectación de la variable a la capacidad del SEA.AI.

En conjunto y ante estos resultados no queda más que recomendar la aportación de material de aprendizaje para la IA y el desarrollo de un plan piloto en barcos comerciales para su posible implementación como herramienta de minimización de las colisiones entre cetáceos y buques.

### 2.3. Sensibilidad al impacto por sexos.

#### 2.3.1. Antecedentes.

Dirigido a obtener datos sobre la permanencia de los individuos en las diferentes zonas, durante el desarrollo del proyecto se implementaron dos tipos de etiquetas. Por un lado, se utilizaron marcas *Limpet* de Wildlife Computers. Exactamente el modelo *Splash10-333* que con 69 gramos de peso y a través de la red satelital ARGOS, permiten el seguimiento del animal, así como sus perfiles de inmersión y temperatura hasta 120 días desde su implementación. Y por otro, etiquetas transdérmicas *Splash 373* con duración máxima de 190 días y toma de datos GPS y perfil de inmersión y *SPOT 372* de duración máxima de 540 días y toma de datos GPS.

El desarrollo pormenorizado de los materiales y métodos pueden consultarse en el *Informe final y propuesta de medidas. Minimización Colisiones Cetáceos Baleares*, de julio de 2024.

De entre la información extraída de las marcas destaca el comportamiento diferencial entre machos y hembras en lo referente a distribución, velocidad de desplazamiento y, quizá, permanencia en profundidad de riesgo de colisión.

Estas diferencias pueden conllevar que las medidas reductoras no sean de aplicabilidad general si no estratificadas según el área sea utilizada por machos o hembras.

#### 2.3.2. Material y métodos.

Para comprobar si es necesario contemplar un diseño de medidas *ad hoc* siguiendo la clase social, se aprovecharon los datos ya obtenidos por las marcas más dos meses y medio de la implementación de nuevos dispositivos.

Tanto el formato de implementación como la programación han seguido la metodología recogida en el *Informe final* de julio de 2024.

La idea básica era comprobar si existían diferencias en los perfiles de buceo entre machos y grupos sociales, y verificar el tiempo expuestos a una colisión de ambas clases. Dado que teníamos datos sólo de hembras, en lugar de marcar machos, tal y como se planteó en un principio, se aumentó el tamaño muestral de hembras para comprobar si existían diferencias interindividuales. En el caso que así fuera, carecería de sentido considerar la aplicación de medidas diferenciales. Para ello, las marcas satelitales MK10 se programaron para transmitir histogramas de “tiempo a profundidad” (*time-at-depth*) en intervalos de 12 horas. Cada histograma resume la proporción de tiempo pasado en diferentes estratos de la columna de agua, definidos en franjas de 0 a 10 metros (zona de peligro de colisión), 10-100, 100-200,

200-300 y así sucesivamente hasta los 1.000 metros, a partir de esta profundidad las franjas fueron de 1.000-1.500 y 1.500-2.000. Para obtener el período de registro del histograma a partir de la información enviada vía *Argos* ha tenido que tomarse la columna *Date* que, indica el inicio del periodo, mientras que *Time Offset* corresponde a una corrección de reloj, de modo que la hora verdadera se obtiene como  $Date + Time Offset$ ; la duración del histograma fue fijada a 12 h, teniendo en cuenta la limitada exposición de la marca en superficie en un buceador profundo (Computers, 2024, 2023, 2019).

Posteriormente cada histograma se normalizó en porcentajes de tiempo por estrato de profundidad, siguiendo los procedimientos habituales en el análisis de datos de telemetría de cetáceos (Fedak et al., 2002; Heerah et al., 2019).

Para comparar los perfiles entre individuos se aplicó una prueba Chi-cuadrado de homogeneidad para evaluar si las distribuciones de tiempo a profundidad diferían entre animales, de forma análoga en otros estudios ecológicos de comportamiento de buceo (Dragon et al., 2010; Guinet et al., 2014).

Según la programación de las marcas, cada histograma resumía 12 horas consecutivas de datos. Se consideró como día el periodo comprendido entre la salida y puesta de sol para esa fecha y localización, y como noche el resto de horas. Cuando un histograma coincidía exactamente con uno de estos intervalos, se clasificó íntegramente como día o como noche. En los casos en que un histograma cubría parcialmente ambos periodos, los valores de tiempo en cada estrato de profundidad se repartieron proporcionalmente entre día y noche en función de la fracción horaria cubierta por cada franja. Este procedimiento permitió obtener la estimación más ajustada a partir de los datos descargados por *Argos*, del uso de la columna de agua en función del ciclo diario.

### 2.3.3. Resultados.

En total se obtuvieron 15 descargas de 12 horas de histogramas de profundidad que, suponen un sumatorio de 180 horas de perfil de buceo, de las que un 57% fueron en horario nocturno. Las fechas y horas de inicio, así como el porcentaje de permanencia según franja horaria y en cada estrato de profundidad se encuentran resumidas en la [Tabla 3](#) y estos últimos porcentajes, gráficamente, en la [Ilustración 16](#).

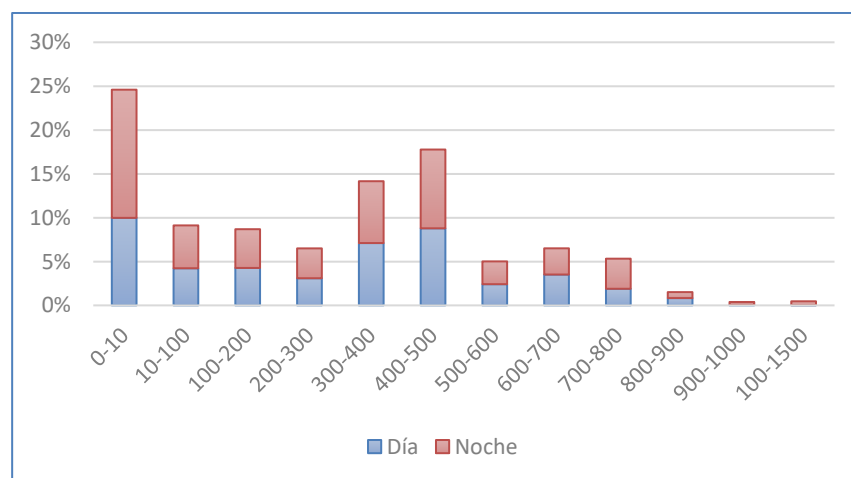


Ilustración 16. Porcentaje total del tiempo de permanencia, por fracciones día y noche y estratos de profundidad, del total de datos de inmersión recibidos vía *Argos*, por las marcas implementadas.

**Tabla 3. Resumen histogramas de buceo. Ind. (Individuo): N (Nefertiti), Bh (Baghera), B (Baloo), M (Mogwli). D/N (Día/Noche): D (Día), N (Noche).**

IND	INICIO	D/N	%	10	100	200	300	400	500	600	700	800	900	1000	1500
Bh	2024-03-19 13:00:26	D	0,45	26,79	1,16	1,48	2,69	5,42	7,26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bh		N	0,55	33,01	1,44	1,82	3,31	6,68	8,94	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
B	2024-03-19 15:01:36	D	0,28	10,54	1,51	1,82	2,77	1,26	1,96	1,73	3,52	2,85	0,00	0,00	0,00
B		N	0,72	27,16	3,89	4,68	7,13	3,24	5,04	4,47	9,08	7,35	0,00	0,00	0,00
B	2024-03-19 18:01:36	D	0,03	1,22	0,21	0,11	0,10	0,10	0,12	0,15	0,38	0,34	0,11	0,05	0,08
B		N	0,97	39,98	6,79	3,49	3,30	3,30	3,78	5,05	12,42	10,96	3,59	1,75	2,72
B	2024-03-20 06:01:36	D	0,98	25,41	4,69	4,20	4,10	4,10	4,79	13,68	22,67	7,62	5,37	0,88	0,29
B		N	0,02	0,59	0,11	0,10	0,10	0,10	0,11	0,32	0,53	0,18	0,13	0,02	0,01
B	2024-03-23 18:01:36	D	0,04	1,12	0,30	0,14	0,13	0,14	0,23	0,39	0,34	0,65	0,07	0,00	0,00
B		N	0,96	30,78	8,30	3,76	3,67	3,96	6,17	10,71	9,46	17,85	1,93	0,00	0,00
B	2024-03-24 06:01:36	D	0,99	22,48	3,94	3,85	4,54	3,65	3,94	7,59	25,44	16,47	6,80	0,00	0,00
B		N	0,01	0,32	0,06	0,05	0,06	0,05	0,06	0,11	0,36	0,23	0,10	0,00	0,00
M	2024-03-19 18:00:10	D	0,03	1,00	0,17	0,13	0,12	0,11	0,15	0,21	0,42	0,49	0,15	0,10	0,12
M		N	0,97	30,70	5,33	3,87	3,58	3,49	4,45	6,29	12,98	14,91	4,45	3,00	3,78
N	2024-08-09 00:00:12	D	0,56	8,51	9,18	6,68	4,17	13,80	12,41	0,95	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
N		N	0,44	6,79	7,32	5,32	3,33	11,00	9,89	0,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
N	2024-08-23 00:00:20	D	0,54	8,02	8,88	6,25	3,39	10,77	15,77	0,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
N		N	0,46	6,88	7,62	5,35	2,91	9,23	13,53	0,65	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
N	2024-09-05 00:00:21	D	0,52	9,34	4,90	10,49	3,08	12,52	11,58	0,31	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
N		N	0,48	8,56	4,50	9,61	2,82	11,48	10,62	0,29	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
N	2024-09-15 00:00:21	D	0,51	6,97	3,56	11,10	3,41	15,37	10,23	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
N		N	0,49	6,73	3,44	10,70	3,29	14,83	9,87	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
N	2024-09-16 00:00:21	D	0,51	7,36	3,00	4,77	5,08	18,13	11,58	0,91	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
N		N	0,49	7,14	2,90	4,63	4,92	17,57	11,22	0,89	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
N	2024-09-18 00:00:21	D	0,51	4,90	7,38	4,19	6,01	12,33	15,11	0,61	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
N		N	0,49	4,80	7,22	4,11	5,89	12,07	14,79	0,59	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
N	2024-09-19 00:00:21	D	0,50	8,52	10,18	4,44	2,92	4,64	15,93	3,78	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
N		N	0,50	8,38	10,02	4,36	2,88	4,56	15,67	3,72	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
N	2024-09-20 00:00:21	D	0,50	7,54	4,42	4,42	3,92	4,27	20,82	4,93	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
N		N	0,50	7,46	4,38	4,38	3,88	4,23	20,58	4,87	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Antes de seguir con el análisis sobre patrones de buceo de los diferentes individuos y la permanencia en la zona de peligro, el primer paso era discernir si existían diferencias significativas entre el comportamiento diurno y nocturno. De este resultado dependerá si se utiliza el patrón diario como corrección primaria en la comparativa entre individuos.

Si se calculan las medias e intervalos de confianza del tiempo pasado en cada estrato de profundidad de día y de noche, *Ilustración 17*, y se comparan los resultados, las diferencias son significativas,  $\chi^2 = 20,83676103$ ,  $p = 0,035102241$ .

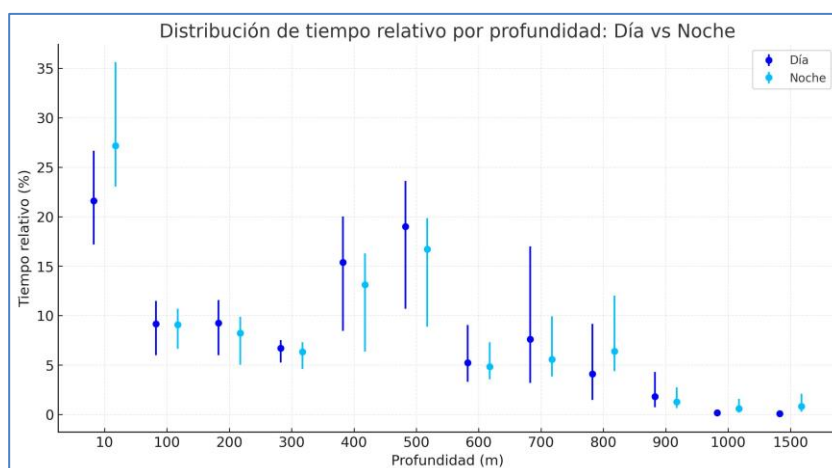


Ilustración 17. Medias e intervalos de confianza (95%) de tiempo relativo de uso por estrato de profundidad segregado día/noche.

Sin embargo, el valor de  $p$  quedó cerca del umbral lo que sugiere que estas diferencias deben tratarse con cautela y más, teniendo en cuenta que, a nivel metodológico, de aquellos histogramas que englobaban tanto horas diurnas como nocturnas, los valores de tiempo en cada estrato de profundidad se repartieron proporcionalmente entre día y noche en función de la fracción horaria cubierta por cada franja. Ello supone un reparto homogéneo de los tiempos, cosa, que podría no ser cierta ya que, a nivel bibliográfico, se han obtenido resultados mixtos al respecto. Así, en un mismo estudio se realizó el seguimiento de los patrones de inmersión en dos áreas frente a Japón (la costa de Kumano y las islas Ogasawara). Se encontraron claros patrones de buceo diarios frente a las islas Ogasawara, donde los cachalotes se sumergieron más profundo y nadaron más rápido durante el día que durante la noche (profundidad diurna: media  $853 \pm 130$  (DE) m,  $n = 35$ ; profundidad nocturna: media  $469 \pm 122$  m,  $n = 31$ ; velocidad diurna: media  $2,0 \pm 0,3$  m s<sup>-1</sup>,  $n = 20$ ; velocidad nocturna: media  $1,5 \pm 0,3$  m s<sup>-1</sup>,  $n = 19$ ). Por otro lado, frente a la costa de Kumano los cachalotes no mostraron ritmos diarios en las profundidades de buceo ni en la velocidad de nado (profundidad diurna: media  $646 \pm 212$  m,  $n = 83$ ; profundidad nocturna: media  $561 \pm 229$  m,  $n = 44$ ; velocidad diurna: media  $1,9 \pm 0,5$  m s<sup>-1</sup>,  $n = 57$ ; velocidad nocturna: media  $1,6 \pm 0,5$  m s<sup>-1</sup>,  $n = 33$ ), (Aoki et al., 2007). Otros trabajos con registro de inmersión no encontraron patrones diarios consistentes en el número de inmersiones profundas o en el esfuerzo de búsqueda de alimento (Davis et al., 2007). En contraste, otros estudios recientes muestran patrones diarios probablemente ligados a la migración vertical de las presas (Amano et al., 2023). Así que, considerando que los resultados marginales tienen menos probabilidad de replicarse (Yang et al., 2024), la variabilidad bibliográfica observada y el posible sesgo asumido al repartir los histogramas mixtos de forma homogénea entre día y noche, no se utilizará la posible existencia de un patrón diario día/noche para segregar los resultados.

La distribución de los cachalotes en los diferentes estratos de profundidad, Ilustración 18, muestra diferencias significativas (Kruskal–Wallis,  $p < 0.05$ ). Los análisis *post-hoc* evidencian una mayor permanencia en los primeros metros, intervalo 0-10, dato consistente con la etología de la especie con periodos de socialización, respiración y tránsito, así como una acumulación destacada en rangos intermedios (300-500), compatibles con buceos de alimentación (Aoki et al., 2007; Watwood et al., 2006).

Las profundidades superiores a los 800 metros, ya muestran porcentajes muy bajos, aunque en conjunto superan el 2% del tiempo total, lo que concuerda con la capacidad de la especie para realizar inmersiones muy profundas con menor frecuencia relativa (Teloni et al., 2008). Estos patrones son coherentes con estudios previos en otros lugares que muestran fases diferenciadas de permanencia superficial, tránsito, buceo prolongado de alimentación a profundidades intermedias y breves visitas a altas (Aoki et al., 2007; Watwood et al., 2006)

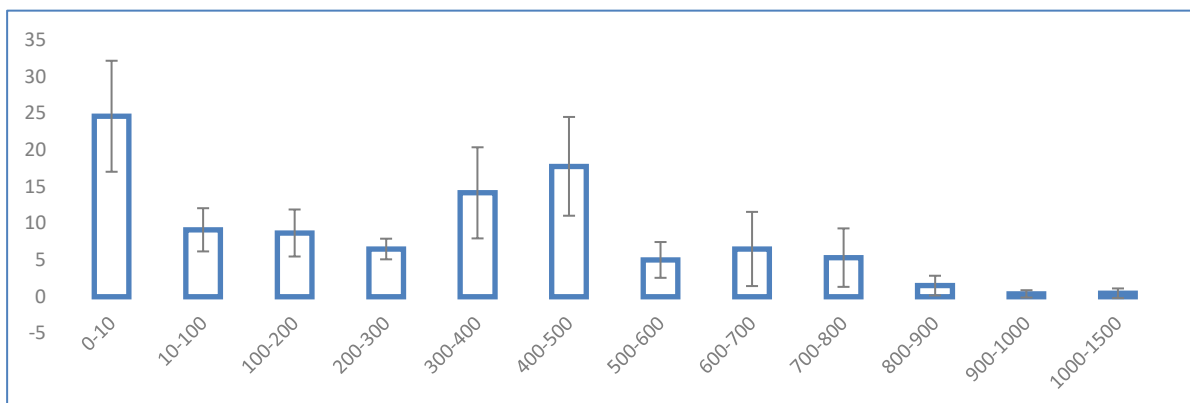


Ilustración 18. Medias e intervalos de confianza (95%) de tiempo relativo de uso por estrato de profundidad.

A nivel individual, el análisis de los histogramas de profundidad (transformación CLR y distancias de *Aitchison*) mostró diferencias significativas (pseudo-F = 15.981,  $R^2 = 0.813$  (81.3% de la varianza explicada por IND,  $p = 0.0001$ ). Hay que considerar que, tanto Baghera como Mowgli tienen  $n=1$ , por lo que el test global incluye grupos con réplica insuficiente. La inferencia robusta por permutación es especialmente válida para los pares con réplicas en ambos grupos.

Baghera presentó un perfil muy superficial ( $\approx 60\%$  del tiempo en 0–10 m), con inmersiones ocasionales a 300–500 m. Nefertiti, en contraste, mostró un patrón repetido con alta dedicación al rango 300–500 m ( $\approx 70\text{--}80\%$  del tiempo en todas las réplicas), con muy baja presencia en superficie. Baloo y Mowgli mostraron distribuciones más amplias, incluyendo tiempo relevante en 500–700 m y episodios hasta 1000–1500 m. Las comparaciones post-hoc revelaron diferencias significativas entre Baghera y Nefertiti ( $p_{aj} < 0.01$ ), y entre Nefertiti y Baloo ( $p_{aj} < 0.05$ ). La diferencia entre Baloo y Mowgli no fue significativa ( $p_{aj} > 0.05$ ), lo que sugiere perfiles parcialmente solapados, Ilustración 19.

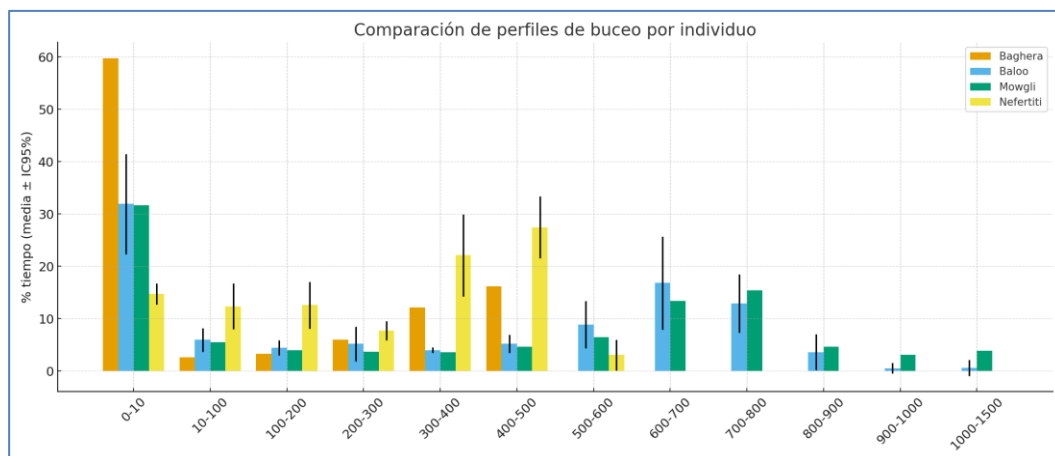


Ilustración 19. Medias e intervalos de confianza (95%) de tiempo relativo de uso por estrato de profundidad por individuo.

Esta marcada variabilidad individual en el uso de la columna de agua respalda la existencia de una especialización **individual** en las estrategias de búsqueda de alimento, fenómeno descrito en cetáceos de buceo profundo (Aoki et al., 2007; Watwood et al., 2006).

Esta variación interindividual entre animales del mismo sexo, hembras en este caso, obliga, ya que, en evaluaciones de riesgo de colisión con buques, la exposición espacial a rutas de navegación depende de la distribución vertical y horizontal de cada individuo (Blondin et al., 2020), a considerar el efecto individuo como factor de riesgo diferencial, no el sexo.

### 3. CONCLUSIONES.

A modo de resumen, los ensayos teóricos confirman que la **reducción de velocidad a 10 nudos aplicada selectivamente en las zonas de mayor riesgo**—definidas por la coocurrencia entre presencia esperada de cachalotes y peligrosidad del tráfico—es una **medida eficaz y proporcionada** para los canales de Mallorca e Ibiza. Dada la menor presencia estival e invernal de la especie en los canales y la mayor concentración primaveral-otoñal, la **gestión estacional y espacialmente focalizada** resulta más defendible que una limitación generalizada. Este diseño se apoya en un **modelo de presencia** con buen ajuste (AUC 0,88; 86% aciertos en presencias y 81% en ausencias; 2022) y en un índice de **peligrosidad** que pondera distancia recorrida, manga y letalidad dependiente de la velocidad.

No obstante, la relación del modelo de presencia con variables dinámicas obliga al desarrollo de un sistema automatizado de obtención de estas variables para obtener resultados actualizados que, servirían de base para aplicar selectivamente dichas reducciones.

Por otro lado, el testado **piloto de detección automática por IA** mostró una **tasa de identificación del 96,42%** y una **distancia media de primera detección de 102,68 m** (IC95%: 89,89–115,47) por lo que se erige como un potencial instrumento para la minimización de las colisiones entre barcos y cachalotes. Sin embargo, el software analizado, siendo la primera versión beta con identificador de ballenas, requiere de una actualización que aumente la distancia de detección además de ser testado en grandes barcos antes de recomendar su uso generalizado.

Los análisis sobre perfiles de inmersión han mostrado diferencias interindividuales suficientemente importantes para no considerar el modelado de riesgos de colisión diferenciales entre sexos.

Para finalizar, las recomendaciones que podemos derivar de estas pruebas piloto son:

- ✓ Implementación de un sistema automático de generación de mapas de presencia de cachalotes, para su difusión entre la flota que navegue los canales. Y simultáneamente, la creación de un programa de monitorización de la especie que pueda cotejar los datos reales de encuentros de cachalotes con el producto de los modelos.  
Para ello, desde la administración pública debería promoverse un convenio con las bases de datos oceanográficas europeas, como COPERNICUS, para que se nutriera automáticamente y con la mayor resolución y actualización disponible un modelo automatizado a partir de las variables exploradas en la metodología propuesta y testada. Este modelo, una vez diseñado, únicamente incorporaría las variables para devolver los mapas de forma autónoma. De esta forma podría obtenerse una predicción espacial de la presencia de cachalotes en la zona en un pretérito tan próximo que sería relevante para minimizar la posibilidad de encuentro entre la especie y los buques que naveguen el área.
- ✓ Proveer de un mayor número de imágenes para la creación de una versión mejorada del software de detección automática por IA y su posterior testeo desde una embarcación de gran porte y velocidad elevada.

Una vez demostrada la capacidad de la IA, el siguiente paso sería desarrollar una versión 2.0 del software. Para ello, deberían abordarse campañas de localización de cachalotes con un único objetivo: la obtención de imágenes para alimentar la inteligencia artificial. Obtener imágenes durante el desarrollo de otros proyectos sesga la tipología gráfica del resultado. Por ejemplo, se descartan las aproximaciones frontales. Por ello, y para que la cámara puede detectar a los animales, hay que proveerla de información desde numerosos ángulos. Esta primera fase, sería recomendable abordarla desde un buque de investigación dedicado. Una segunda fase contemplaría la compra de una cámara de alta gama para un ferri y desarrollar una campaña conjunta. En la misma, el buque oceanográfico realizaría la búsqueda de animales para que, una vez localizados y valorando las circunstancias ambientales y de los individuos, dar aviso al ferri. Este, que se encontraría en puerto en espera, saldría hacia la posición de los animales para ponderar la efectividad de la cámara en diferentes maniobras de aproximación a los cachalotes. De esta forma, se podría valorar la eficacia y la eficiencia de la cámara de forma mucho más rápida que dependiendo únicamente de su instalación en barcos de línea.

## 4. BIBLIOGRAFÍA.

- ACCOBAMS, Quiet-Oceans, 2024. Analysis of maritime traffic speed in 2023 in the NW Mediterranean PSSA: Establishing a baseline for compliance with recommended measures. ACCOBAMS.
- Amano, M., Aoki, K., Kobayashi, H., Minamikawa, S., Sato, K., Kubodera, T., 2023. Stereotypical diel movement and dive pattern of male sperm whales in a submarine canyon revealed by land-based and bio-logging surveys. *Front. Mar. Sci.* 10. <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1150308>
- Aoki, K., Amano, M., Yoshioka, M., Mori, K., Tokuda, D., Miyazaki, N., 2007. Diel diving behavior of sperm whales off Japan. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 349, 277–287. <https://doi.org/10.3354/meps07068>
- Blondin, H., Abrahms, B., Crowder, L.B., Hazen, E.L., 2020. Combining high temporal resolution whale distribution and vessel tracking data improves estimates of ship strike risk. *Biol. Conserv.* 250, 108757. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108757>
- Blount, D., Gero, S., Van Oast, J., Parham, J., Kingen, C., Scheiner, B., Stere, T., Fisher, M., Minton, G., Khan, C., Dulau, V., Thompson, J., Moskvak, O., Berger-Wolf, T., Stewart, C.V., Holmberg, J., Levenson, J.J., 2022. Flukebook: an open-source AI platform for cetacean photo identification. *Mamm. Biol.* 102, 1005–1023. <https://doi.org/10.1007/s42991-021-00221-3>
- Cates, K., DeMaster, D.P., Brownell Jr, R.L., Silber, G., Gende, S., Leaper, R., Ritter, F., Panigada, S., 2017. Strategic plan to mitigate the impacts of ship strikes on cetacean populations: 2017-2020. IWC.
- Computers, W., 2024. HISTOS Technical Note. Wildlife Computers.
- Computers, W., 2023. MK10 User Guide. Wildlife Computers.
- Computers, W., 2019. Spreadsheet File Descriptions. Wildlife Computers.
- Conn, P.B., Silber, G.K., 2013. Vessel speed restrictions reduce risk of collision-related mortality for North Atlantic right whales. *Ecosphere* 4, art43. <https://doi.org/10.1890/es13-00004.1>
- Davis, R.W., Jaquet, N., Gendron, D., Markaida, U., Bazzino, G., Gilly, W., 2007. Diving behavior of sperm whales in relation to behavior of a major prey species, the jumbo squid, in the Gulf of California, Mexico. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 333, 291–302. <https://doi.org/10.3354/meps333291>
- Dolman, S., Williams-Grey, V., Asmutis-Silvia, R., Isaac, S., 2006. Vessel collisions and cetaceans: what happens when they don't miss the boat. *WDCS Sci. Rep.*
- Dragon, A.-C., Monestiez, P., Bar-Hen, A., Guinet, C., 2010. Linking foraging behaviour to physical oceanographic structures: Southern elephant seals and mesoscale eddies east of Kerguelen Islands. *Prog. Oceanogr.* 87, 61–71. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2010.09.025>
- Fedak, M., Lovell, P., McConnell, B., Hunter, C., 2002. Overcoming the Constraints of Long Range Radio Telemetry from Animals: Getting More Useful Data from Smaller Packages1. *Integr. Comp. Biol.* 42, 3–10. <https://doi.org/10.1093/icb/42.1.3>

- Fuller, S., Maggi, S., Mussi, B., Kypraios, T., Pound, M.P., 2025. Whale Vision: A tool for identifying sperm whales and other cetaceans by their flank or fluke. *Ecol. Inform.* 91, 103384. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2025.103384>
- Gende, S., Vose, L., Baken, J., Gabriele, C., Preston, R., Hendrix, A.N., 2019. Active whale avoidance by large ships: components and constraints of a complementary approach to reducing ship strike risk. *Front. Mar. Sci.* 6, 592.
- Guinet, C., Vacquie-Garcia, J., Picard, B., Bessigneul, G., Lebras, Y., Dragon, A.C., Viviant, M., Arnould, J.P.Y., Bailleul, F., 2014. Southern elephant seal foraging success in relation to temperature and light conditions: insight into prey distribution. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 499, 285–301. <https://doi.org/10.3354/meps10660>
- Hague, E.L., Halliday, W.D., Dawson, J., Ferguson, S.H., Heide-Jørgensen, M.P., Serra Sogas, N., Gormley, K., Young, B.G., McWhinnie, L.H., 2024. Not all maps are equal: Evaluating approaches for mapping vessel collision risk to large baleen whales. *J. Appl. Ecol.* 61, 2576–2593. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14794>
- Hardin, J.W., Hilbe, J.M., 2002. Generalized estimating equations. Chapman and Hall/CRC.
- Heerah, K., Cox, S.L., Blevin, P., Guinet, C., Charrassin, J.-B., 2019. Validation of Dive Foraging Indices Using Archived and Transmitted Acceleration Data: The Case of the Weddell Seal. *Front. Ecol. Evol.* 7. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00030>
- International Maritime Organization, 2023. Resolution MEPC.380(80): Designation of the North-Western Mediterranean Sea as a Particularly Sensitive Sea Area (PSSA). International Maritime Organization.
- Irvine, H.E., Pinn, E.H., Smith, I.P., Lart, W., 2024. Harbour Porpoise Bycatch: Determining Spatial Distribution of Risk to Inform Management Measures. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 34, e70003. <https://doi.org/10.1002/aqc.70003>
- Jenks, G.F., 1967. The data model concept in statistical mapping. *Int. Yearb. Cartogr.* 7, 186–190.
- Jensen, A.S., Silber, G.K., Calambokidis, J., 2003. Large whale ship strike database.
- Laist, D.W., Knowlton, A.R., Mead, J.G., Collet, A.S., Podesta, M., 2001. Collisions between ships and whales. *Mar. Mammal Sci.* 17, 35–75.
- Lajaunie, M., Ollivier, B., Ceyrac, L., Dellong, D., Le Courtois, F., 2023. Large-Scale Simulation of a Shipping Speed Limitation Measure in the Western Mediterranean Sea: Effects on Underwater Noise. *J. Mar. Sci. Eng.* 11, 251. <https://doi.org/10.3390/jmse11020251>
- OceanCare, 2024a. Infographs: Analysis of maritime traffic in the NW Mediterranean Sea, 2023. OceanCare.
- OceanCare, 2024b. Factsheet: Speed Reduction and Whales in the NW Mediterranean. OceanCare.
- Patton, P.T., Cheeseman, T., Abe, K., Yamaguchi, T., Reade, W., Southerland, K., Howard, A., Oleson, E.M., Allen, J.B., Ashe, E., Athayde, A., Baird, R.W., Basran, C., Cabrera, E., Calambokidis, J., Cardoso, J., Carroll, E.L., Cesario, A., Cheney, B.J., Corsi, E., Currie, J., Durban, J.W., Falcone, E.A., Fearnbach, H., Flynn, K., Franklin, T., Franklin, W., Galletti Vernazzani, B., Genov, T., Hill, M., Johnston, D.R., Keene, E.L., Mahaffy, S.D., McGuire, T.L., McPherson, L., Meyer, C., Michaud, R., Miliou, A., Orbach, D.N., Pearson, H.C., Rasmussen, M.H., Rayment, W.J., Rinaldi, C., Rinaldi, R., Siciliano, S., Stack, S., Tintore, B., Torres, L.G., Towers, J.R., Trotter, C., Tyson Moore, R., Weir, C.R., Wellard, R.,

- Wells, R., Yano, K.M., Zaeschmar, J.R., Bejder, L., 2023. A deep learning approach to photo-identification demonstrates high performance on two dozen cetacean species. *Methods Ecol. Evol.* 14, 2611–2625. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.14167>
- Pirotta, E., Brotons, J.M., Cerdà, M., Bakkers, S., Rendell, L.E., 2020. Multi-scale analysis reveals changing distribution patterns and the influence of social structure on the habitat use of an endangered marine predator, the sperm whale *Physeter macrocephalus* in the Western Mediterranean Sea. *Deep Sea Res. Part Oceanogr. Res. Pap.* 103169.
- Pirotta, E., Matthiopoulos, J., MacKenzie, M., Scott-Hayward, L., Rendell, L., 2011. Modelling sperm whale habitat preference: a novel approach combining transect and follow data. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 436, 257–272.
- Rockwood, R.C., Adams, J., Silber, G., Jahncke, J., 2020. Estimating effectiveness of speed reduction measures for decreasing whale-strike mortality in a high-risk region. *Endanger. Species Res.* 43, 145–166. <https://doi.org/10.3354/esr01056>
- Sahr, K., 2011. Hexagonal discrete global grid systems for geospatial computing. *Arch. Fotogram. Kartogr. Teledetekci* 22, 363–376.
- Scott-Hayward, L., Oedekoven, C. s, Mackenzie, L., Walker, G., Rextad, E., 2015. MRSea package (version 0.2.2): Statistical Modelling of bird and cetacean distributions in offshore renewables development areas.
- Scott-Hayward, L.A.S., MacKenzie, M.L., Donovan, C.R., Walker, C.G., Ashe, E., 2014. Complex region spatial smoother (CReSS). *J. Comput. Graph. Stat.* 23, 340–360.
- Sing, T., Sander, O., Beerenwinkel, N., Lengauer, T., 2005. ROCr: visualizing classifier performance in R. *Bioinformatics* 21, 3940–3941.
- Slocum, T.A., McMaster, R.B., Kessler, F.C., Howard, H.H., 2022. *Thematic Cartography and Geovisualization*, 4th ed. CRC Press, Boca Raton. <https://doi.org/10.1201/9781003150527>
- Smith, H.R., Zitterbart, D.P., Norris, T.F., Flau, M., Ferguson, E.L., Jones, C.G., Boebel, O., Moulton, V.D., 2020. A field comparison of marine mammal detections via visual, acoustic, and infrared (IR) imaging methods offshore Atlantic Canada. *Mar. Pollut. Bull.* 154, 111026. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111026>
- Teloni, V., Mark, J.P., Patrick, M.J.O., Peter, M.T., 2008. Shallow food for deep divers: Dynamic foraging behavior of male sperm whales in a high latitude habitat. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 354, 119–131. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.10.010>
- Tort Castro, B., Prieto González, R., O’Callaghan, S.A., Dominguez Rein-Loring, P., Degollada Bastos, E., 2022. Ship Strike Risk for Fin Whales (*Balaenoptera physalus*) Off the Garraf coast, Northwest Mediterranean Sea. *Front. Mar. Sci.* 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.867287>
- Vaes, T., Druon, J.-N., 2013. Mapping of potential risk of ship strike with fin whales in the Western Mediterranean Sea. A scientific and technical review using the potential habitat of fin whales and the effective vessel density [WWW Document]. JRC Publ. Repos. <https://doi.org/10.2788/8520>
- Van Waerebeek, K., Leaper, R., 2007. Report from the IWC vessel strike data standardization group. *Anchorage Int. Whal. Comm. Sci. Comm. Doc.* SC59BC12.

- Vanderlaan, A.S., Taggart, C.T., 2007. Vessel collisions with whales: the probability of lethal injury based on vessel speed. *Mar. Mammal Sci.* 23, 144–156.
- Walker, C.G., Mackenzie, M.L., Donovan, C.R., O’sullivan, M.J., 2011. SALSA—a spatially adaptive local smoothing algorithm. *J. Stat. Comput. Simul.* 81, 179–191.
- Watwood, S.L., Miller, P.J., Johnson, M., Madsen, P.T., Tyack, P.L., 2006. Deep-diving foraging behaviour of sperm whales (*Physeter macrocephalus*). *J Anim Ecol* 75, 814–25. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2006.01101.x>
- Wiley, D.N., Thompson, M., Pace, R.M., Levenson, J., 2011. Modeling speed restrictions to mitigate lethal collisions between ships and whales in the Stellwagen Bank National Marine Sanctuary, USA. *Biol. Conserv.* 144, 2377–2381. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.05.007>
- Yang, Y., van Zwet, E., Ignatiadis, N., Nakagawa, S., 2024. A large-scale in silico replication of ecological and evolutionary studies. *Nat. Ecol. Evol.* 8, 2179–2183. <https://doi.org/10.1038/s41559-024-02530-5>