



UNIVERSITAT  
POLITÈCNICA  
DE VALÈNCIA



UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE VALÈNCIA

Escuela Politécnica Superior de Gandia

Desarrollo de índices de riesgo de afección por ruido  
submarino para diferentes especies de delfínidos en el  
Golfo de León

Trabajo Fin de Máster

Máster Universitario en Evaluación y Seguimiento Ambiental de  
Ecosistemas Marinos y Costeros

AUTOR/A: de Oliveira , Sabrina Elisa

Tutor/a: Espinosa Roselló, Víctor

Cotutor/a: Pérez Arjona, Isabel

Cotutor/a externo: BOU CABO, MANUEL

CURSO ACADÉMICO: 2021/2022

# Índice

<b>Resumen</b> .....	2
<b>Abstract</b> .....	2
<b>Introducción</b> .....	3
<b>Antecedentes</b> .....	5
<i>Velocidad y pérdidas de transmisión de la señal sonora en el medio acuático</i> .....	5
<i>Los cetáceos y el delfín mular</i> .....	5
<i>Sensibilidad de los cetáceos a los ruidos</i> .....	6
<i>Enmascaramiento auditivo</i> .....	7
<i>Fuentes del ruido submarino</i> .....	7
<i>Características auditivas de las especies</i> .....	9
<i>Características acústicas de emisión y audiograma del delfín mular</i> .....	10
<i>Estrategias anti-enmascaramiento</i> .....	12
<b>Objetivos</b> .....	13
<i>Objetivos generales</i> .....	13
<i>Objetivos específicos</i> .....	13
<b>Metodología</b> .....	14
<i>Nivel de presión sonora (SLP)</i> .....	15
<i>Condición de Referencia (RC)</i> .....	15
<i>Exceso de nivel (EL)</i> .....	16
<i>Factor de Impacto (IF)</i> .....	16
<b>Resultados</b> .....	18
<b>Discusión</b> .....	20
<i>Factor de impacto y densidad de delfines del área de estudio</i> .....	20
<i>Manejo del ruido submarino</i> .....	21
<b>Conclusión</b> .....	23
<b>Referencias</b> .....	24

## Resumen

El ruido continuo de baja frecuencia generado por el tráfico marino tiene como principal impacto el enmascaramiento en los cetáceos, que consiste en la disminución de la percepción de una señal sonora, debido al ruido. Así, la reducción del ruido antropogénico es una preocupación global y ha estimulado a los científicos a desarrollar métodos para evaluar el estado ambiental, con respecto al ruido submarino. En este estudio se ha utilizado el cálculo de un factor de impacto (IF) para evaluar el Golfo de León. La presencia de delfines *Tursiops truncatus* fue observada en todas las celdas. El IF representa el porcentaje espaciotemporal del exceso de nivel (EL) a 63 HZ, respecto al nivel de una zona de referencia. Así, cuanto mayor es el IF mayor es la perturbación del hábitat. El IF fue calculado a partir del percentil 25 (P25) y 75 (P75) de la distribución del EL. Para el P25 fue obtenido un IF de 75,53% y, para el P75, un IF de 25,42%. En el primer caso, el factor de impacto es bastante alto, indicando una situación de gran perturbación, que puede generar el enmascaramiento y requiere la implementación de medidas para la reducción del exceso de ruido.

*Palabras clave:* ruido submarino; contaminación marina; delfínidos; enmascaramiento; evaluación de riesgo.

## Abstract

The main impact of continuous low-frequency noise generated by marine traffic is masking in cetaceans, which consists of a decrease in the perception of a sound signal due to noise. Thus, the reduction of anthropogenic noise is a global concern and has stimulated scientists to develop methods to assess the environmental status of underwater noise. In this study, the calculation of an impact factor (IF) was used to evaluate the Gulf of Lions. The presence of *Tursiops truncatus* dolphins was observed in all cells. The IF represents the spatiotemporal percentage of the excess level (EL) at 63 HZ, with respect to the level of a reference zone. Thus, the higher the IF the greater the habitat disturbance. The IF was calculated from the 25th (P25) and 75th (P75) percentile of the EL distribution. For P25, an IF of 75.53% was obtained, and for P75, an IF of 25.42%. In the first case, the impact factor is quite high, indicating a situation of high disturbance, which can generate masking and requires the implementation of measures to reduce excess noise.

*Keywords:* underwater noise; marine contamination; dolphins; masking; risk evaluation.

## Introducción

En el agua, el sonido se propaga mucho más que la luz, cerca de 5 veces más rápido (cerca de 1500 m/s contra 300 m/s) y, por eso, los organismos marinos evolucionaron para usar estas ondas para la comunicación, alimentación, navegación y percepción del ambiente (Middel & Verones, 2017; Slabbekoorn *et al.*, 2010). Los sonidos también son empleados por los organismos marinos para otros comportamientos, tales como interacción social, cohesión de grupo, identificación de individuos, cortejo, comunicación y para evitar los depredadores (Erbe *et al.*, 2016).

Sin embargo, los océanos son ambientes ruidosos, sea por factores bióticos, abióticos y también por acción antropogénica. Además, se espera un aumento de los ruidos antropogénicos en los ecosistemas marinos, debido al desarrollo y ampliación de diversas actividades antrópicas, como, por ejemplo, pesquerías, acuicultura, extracción de aceite y gas y los ruidos generados por el tráfico de barcos (Tanzer *et al.*, 2015; Ross & Price, 2011). La figura 1 muestra algunos ejemplos de fuentes de ruido submarino, expresado como niveles de fuente equivalentes de campo lejano (en bandas de 1/3 de octava), en relación a la frecuencia. El Nivel de banda de 1/3 de octava es el nivel de sonido contenido dentro de una banda de frecuencia de 1/3 de octava de ancho. Algunas de esas actividades ocurren en el aire y generalmente se transmite al agua solamente dentro de un cono de 26° (Erbe *et al.*, 2016).

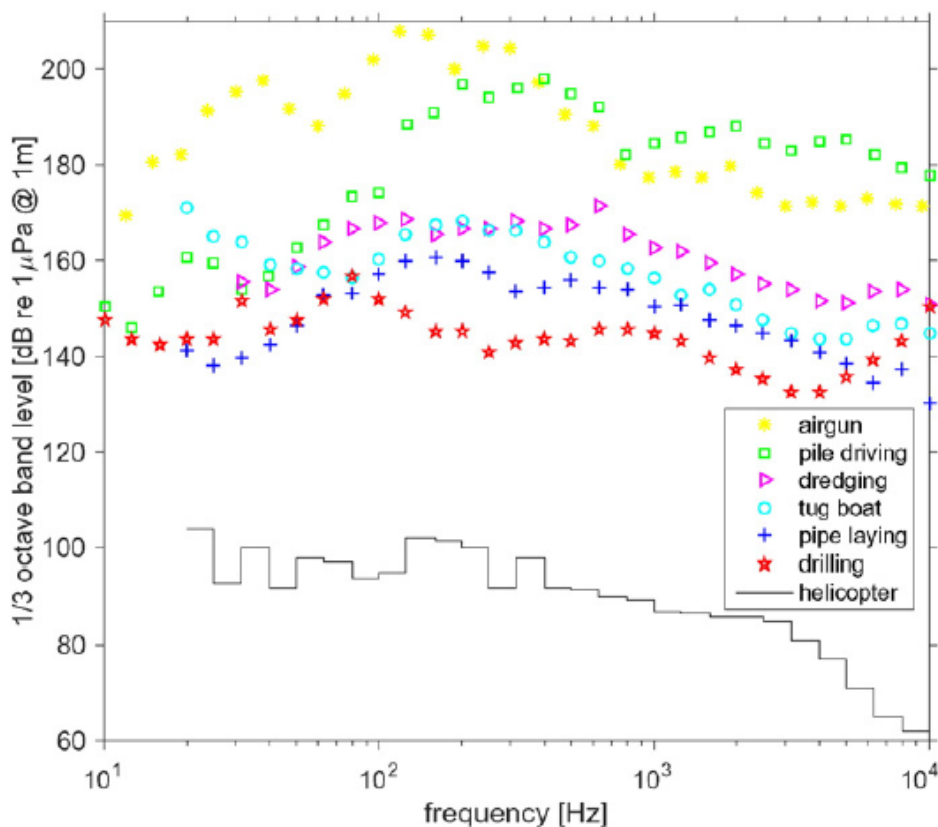


Figura 1- Gráfico de la frecuencia- nivel acústico de algunas fuentes de ruido submarino antropogénico, expresado en bandas de 1/3 de octava . Círculo amarillo: Pistola de aire para estudios sísmicos. Cuadrado verde: Conducción de pilotes. Triángulo rojo: dragado. Círculo azul: remolcador. Cruz azul: instalación de tuberías. Estrella roja: perforación. Línea negra: Helicóptero a 305m de altura sobre el agua, grabado bajo el agua. Extraído de: Erbe *et al.*, 2016.

La figura 2, por otro lado, muestra un ejemplo de un gráfico de frecuencia - nivel acústico de un modelo acústico para un barco a tres distintas velocidades. (Wittenkind, 2016).

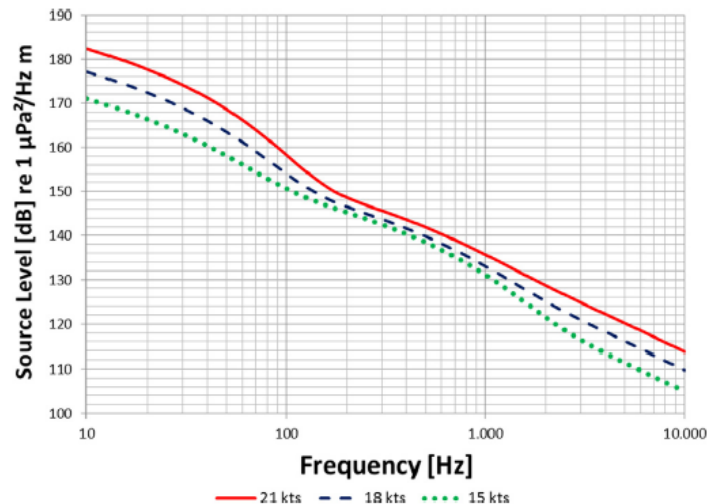


Figura 2 - Modelo acústico para un barco en tres distintas velocidades: 21 nudos, 18 nudos y 15 nudos

De esta forma, la contaminación sonora en los ecosistemas marinos genera diversos impactos en la vida de los mamíferos marinos, afectando el *fitness* de los individuos. Los ruidos pueden generar impactos como el aumento del estrés, pérdida de la biodiversidad, muerte de individuos, daños en los órganos auditivos, cambios comportamentales y desplazamiento del hábitat (Middel & Verones, 2017). El tipo de perturbación o daño está relacionado con la duración y nivel del sonido (Bou-Cabo *et al.*, 2022).

Además, el ruido también puede interferir en la recepción e interpretación de las señales acústicas por estos animales, fenómeno llamado de enmascaramiento auditivo, perjudicando su comunicación. El enmascaramiento se refiere a la cantidad de decibelios que aumenta en el umbral de detección, cuando hay un enmascarador (American National Standards Institute, 2013). Este impacto depende de la superposición espectral entre la relación de amplitud de la señal y el ruido (Slabbekoorn *et al.*, 2010). Igualmente, la contaminación auditiva puede cambiar temporaria o permanentemente el umbral de detección de los cetáceos (Bou-Cabo *et al.*, 2022; Finneran, 2015).

De esta forma, actualmente, varias organizaciones, como, por ejemplo, la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la Organización Marítima Internacional (OMI) consideran que el ruido submarino es una contaminación importante en el medio acuático. Así, los países de la Unión Europea (EU) han adoptado la “Marine Strategy Framework Directive” (MSFD) (Directiva (2017/56/EC)). Esta tiene como objetivo alcanzar un buen estado ambiental, por medio de una directiva que, entre otros objetivos, trata del ruido submarino, determinando que este no debe alcanzar un nivel que afecte el ecosistema marino.

Esto ha estimulado a varios investigadores a establecer métodos para determinar el estado ambiental de una región, con respecto al ruido submarino. En la práctica es difícil estipular cuánta contaminación acústica es sostenible para una población o ecosistema y, por eso, una solución posible es hacer un análisis basado en el riesgo, de modo que cuanto mayor sea la exposición al ruido, mayores serán las consecuencias (Merchant, 2017). Así, este trabajo tiene como objetivo evaluar el nivel de ruido ambiental del Golfo de León, por medio de un factor de impacto del porcentaje espaciotemporal del exceso de nivel de ruido submarino de baja frecuencia, generada por embarcaciones, calculado con respecto a una zona prístina. En el Golfo de León hay una diversa fauna de cetáceos, incluso una población residente de delfines mulares (*Tursiops truncatus*), y por eso, también será hecho un mapa de distribución de la densidad de la población de delfines *T. truncatus*.

## Antecedentes

### Velocidad y pérdidas de transmisión de la señal sonora en el medio acuático

La velocidad del sonido y las pérdidas de transmisión son los principales factores que determinan la propagación de una señal acústica en el medio subacuático (Aparicio *et al.*). La velocidad del sonido en el agua es cerca de 1500 m/s (Slabbekoorn *et al.*, 2010), pero su velocidad exacta depende de la salinidad, temperatura y presión. Así, una vez que se conocen estos parámetros es posible estudiar el perfil de la velocidad del sonido con la profundidad (Aparicio *et al.*). Por otro lado, a medida que se propaga, la señal acústica sufre pérdidas de energía para el medio, llamadas pérdidas de transmisión (TL, del inglés: *transmission loss*). Estas ocurren por tres fenómenos: la divergencia geométrica, la absorción del medio y los rebotes producidos en las superficies (Aparicio *et al.*).

La divergencia geométrica ocurre porque la propagación de la onda acústica en el agua es esférica y, por eso, la energía de la señal es repartida para un radio cada vez mayor, a medida que se propaga (Aparicio *et al.*). La absorción del medio ocurre porque durante la propagación de la señal, parte de su energía es absorbida por el medio en forma de calor, debido a la viscosidad y a los procesos de relajación iónica del sulfato de magnesio y del ácido bórico (Aparicio *et al.*). Por último, las pérdidas por los rebotes con la superficie ocurren porque la superficie del agua, en general, no es totalmente lisa y, por eso, la señal se reflejará para distintas direcciones, perdiendo energía. Las frecuencias de onda más altas son más afectadas, porque tienen menor longitud de onda, que son rebotadas por las pequeñas irregularidades del agua, que no rebotarían las ondas con mayor longitud. El sonido también puede ser rebotado por el fondo marino, que es un proceso un poco más complejo que el rebote con la superficie, puesto que dependerá del terreno y material con el que está compuesto (Aparicio *et al.*).

### Los cetáceos y el delfín mular

La infraorden Cetácea es constituida por mamíferos placentarios y totalmente adaptados al ambiente acuático, casi todos marinos, con excepción de 5 delfines de agua dulce. Los cetáceos se subdividen en tres grupos, los misticetos, dotados de barbas; los odontocetos, dotados de dientes; y los arqueocetos, que contiene apenas especies que ya están extintas. Entre los odontocetos está la familia Delphinidae, que reúne los delfines oceánicos, con 37 especies actuales. Algunos ejemplos de delfinídeos son la orca común (*Orcinus orca*), el delfín común oceánico (*Delphinus delphis*), el calderón común (*Globicephala melas*), el delfín nariz de botella o mular (*Tursiops truncatus*) (figura 3) y el delfín beluga (*Orcaella heinsohni*).



Figura 3 - *Tursiops truncatus*, el delfín mular o delfín nariz de botella. Extraído de [UFRGS.br/faunadigital.rs](http://UFRGS.br/faunadigital.rs)

En el Mediterráneo los delfines mulares son más avistados en aguas costeras (Gnone *et al.*, 2011), pero también son encontrados en cañones profundos de la plataforma continental y en aguas pelágicas (Delacourtie *et al.*, 2009). Esos delfines poseen hábitos alimentarios demersales y su principal dieta consiste en peces y cefalópodos, en especial la merluza (*Merluccius merluccius*) (Blanco *et al.*, 2001). Según Bearzi y colaboradores (2008) la organización social flexible y el comportamiento oportunista permiten a los delfines mulares resistir, en parte, a los efectos de la sobrepesca y de la degradación del hábitat. Sin embargo, su población ha sido disminuida considerablemente (Bearzi *et al.*, 2008).

La clasificación de la subpoblación de delfines mulares del mediterráneo en la lista roja de la IUCN (International Union for Conservation of Nature) fue cambiada de “vulnerable” a “casi amenazada”, en 2017 (Labach *et al.*, 2021). La población de delfines en la región francesa del Golfo de León fue estimada en 2231 individuos, con datos recolectados entre los años 2013 y 2015 (Labach *et al.*, 2021).

### Sensibilidad de los cetáceos a los ruidos

Los delfinídeos, al tratarse de cetáceos, se encuentran reconocidos como especies paraguas, por lo que son indicadores del buen estado ambiental del ecosistema. Los daños generados por el ruido submarino pueden ser de diversos tipos. De acuerdo con la clasificación propuesta por Dolman & Simmonds y mejorado por Jasny *et al.* (2005), estos daños pueden ser fisiológicos, relacionados al estrés, perceptivos, crónicos y efectos indirectos (Dolman & Simmonds).

Entre los fisiológicos se encuentran los no auditivos y los auditivos. Los no auditivos se caracterizan por alteración drástica del patrón de buceo (como, por ejemplo, nadando más veces en dirección a la superficie), varamientos atípicos y enfermedad por descompresión, pudiendo resultar en muerte (Cox *et al.*, 2006; Fernández *et al.*, 2005; Nowacek *et al.*, 2004, Jepson, 2003). Se cree que esta última ocurre porque, los cetáceos se elevan a la superficie de forma rápida y/o permanecen más tiempo en la superficie que lo normal, como forma de escapar de los ruidos (Potter, 2004). Estos efectos fueron observados cuando los organismos fueron expuestos a sonares de ejercicios militares (Jepson, 2003). Entre los daños auditivos se destacan la reducción de la sensibilidad auditiva y cambios temporales o permanentes del umbral de detección de la señal acústica (Dolman & Simmonds).

Los efectos relacionados al estrés ocurren porque los ruidos pueden perjudicar actividades como comunicación, navegación e interacción social (Fair & Becker, 2000) y puede afectar también el sistema inmunológico y generar estrés (Rolland *et al.*, 2012). Ya los daños relacionados con la percepción están relacionados con el enmascaramiento (Dolman & Simmonds), que es el tema del presente trabajo. El enmascaramiento es la imposibilidad de interpretar de manera precisa una señal acústica, afectando la comunicación, entre otros trastornos, como detección de comida y depredadores. Así, el enmascaramiento es responsable por reducir el *fitness* de los individuos (Erbe *et al.*, 2016).

Los efectos crónicos están relacionados con la sensibilización a los ruidos o, entonces, con la habituación al ruido, haciendo que los individuos se queden cerca de niveles de ruidos potencialmente peligrosos (Jasny *et al.*, 2005; Dolman & Simmonds). Por fin, las afecciones indirectas serían la degradación de calidad y disponibilidad del hábitat y también, reducción de la disponibilidad de presas (Jasny *et al.*, 2005; Dolman & Simmonds).

### Enmascaramiento auditivo

El ruido submarino puede afectar a los cetáceos de distintas formas, siendo el enmascaramiento auditivo, una de las afecciones. Como se ha visto en el apartado anterior, el enmascaramiento es la disminución de la percepción de una señal sonora debido al ruido ambiental, lo que puede afectar la comunicación, búsqueda por comida, navegación, entre otras actividades. Un estudio realizado en la Bahía de Koombana, Australia (Jensen *et al.*, 2009), demostró que embarcaciones pequeñas, navegando a 5 nudos en aguas poco profundas, pueden reducir la comunicación de los delfines nariz de botella en un radio de 50 m en 26%. En aguas profundas, podría reducir la comunicación de ballenas en rango de 58%. Velocidades mayores disminuyen más el rango de comunicación. Ya los cambios de marcha generan sonidos de alto nivel que pueden ser audibles a lo largo de muchos kilómetros y pueden perturbar a animales de corta distancia. Sin embargo, el nivel de impacto dependerá de la especie en cuestión, su comportamiento y el hábitat (Jensen *et al.*, 2009).

Hatch y colaboradores (2012) calcularon que el ruido generado por embarcaciones (niveles de ruido  $\geq 120$ dB durante 20% del mes) hizo disminuir el espacio de comunicación de ballenas francas del Atlántico Norte (*Eubalaena glacialis*) en un promedio 63–67%, en comparación con el espacio de comunicación disponible bajo condiciones de ruido históricamente más bajas. En Alaska, el espacio de comunicación para ballenas se reduce de 13 a 51% debido al tráfico de las embarcaciones de verano, incluso en ausencia de cruceros (Gabriele *et al.*, 2018).

En Brasil, se verificó enmascaramiento auditivo en el delfín mular de Lahille (*Tursiops truncatus gephyreus*) en presencia de botes, cuyas tasas de clics de localización y silbidos fueron reducidas, disminuyendo o interrumpiéndose la búsqueda por comida. El tipo y velocidad de los botes influenciaron también el cambio de los parámetros de los silbidos (Pellegrini *et al.*, 2021).

Por otro lado, con la pandemia del COVID-19 y la consiguiente prohibición del tráfico de los barcos recreativos y de comercio no-esencial hubo una reducción del nivel de ruido ambiental en hasta 3 veces, ampliando el rango de comunicación de delfines y peces hasta un 65 % estimado, en Nueva Zelanda (Pine *et al.*, 2021). En áreas cerca de la ciudad los rangos de comunicación de delfines aumentaron aproximadamente (11 %) por cada 10 % de disminución en la actividad de los barcos; mientras que en áreas más lejas de la ciudad los rangos de comunicación se incrementaron en aproximadamente en 510 m (20%).

### Fuentes del ruido submarino

Los océanos son ambientes ruidosos, sea por fenómenos físicos, tales como olas, terremotos, vientos; por factores biológicos, como los sonidos emitidos por animales; y también por acción antropogénica (Erbe *et al.*, 2016; Hildebrand, 2009). Además, se espera un aumento de los ruidos antropogénicos en los ecosistemas marinos, como, por ejemplo, los ruidos generados por el tráfico de barcos, operaciones de acuicultura, pesquería y explotación de aceite y gas en alto mar (Middel & Verones, 2017; Tanzer *et al.*, 2015; Hildebrand, 2009). Otras fuentes de ruidos submarinos antropogénicos son los ejercicios militares, sonares hidrográficos, dragados, explosiones y construcciones (Erbe *et al.*, 2016; Hildebrand, 2009).

El ruido de alta frecuencia ( $< 25$  KHz) se debe principalmente al ruido térmico del movimiento browniano del agua y está restringido a pocos kilómetros, debido a la fuerte atenuación que sufre. Las olas, lluvia, agitación de la superficie, colapso de burbujas y algunos tipos de sonares son fuentes de ruidos de media frecuencia (500 Hz a 25K Hz), que se propagan por una corta distancia, debido a una moderada atenuación. El ruido de baja frecuencia (10 a 500 Hz), a su vez, es principalmente de



origen antropogénica, especialmente del tráfico marino, pero también puede ser generado por exploraciones sísmicas y terremotos. Estas ondas se propagan por grandes distancias, debido a la baja atenuación, y por eso, resulta en una suma de todas esas fuentes de ruido (Hildebrand, 2009).

Entre los ruidos de origen antropogénica hay dos categorías: impulsiva y continua. Los impulsivos son los ruidos cortos con alto nivel de presión, como los generados por explosiones, sonares y levantamientos sísmicos (Bou-Cabo *et al.*, 2022). Los impactos de estas actividades son cambios temporarios (Finneran, 2015) o permanentes del umbral, cambios en el comportamiento e, incluso, muerte de individuos (Jepson, 2003). Después del cese de los ruidos se verifica una elevación de los umbrales auditivos inducido por el ruido. En el cambio temporal, el umbral se recupera por completo con el tiempo (Finneran, 2015).

Ya los ruidos continuos, son aquellos generados especialmente por las embarcaciones y su principal impacto es el enmascaramiento (Bou-Cabo *et al.*, 2022). El enmascaramiento ocurre cuando hay un nivel de ruido que es suficientemente alto para producir una mala relación señal-ruido (SNR) (Bou-Cabo *et al.*, 2022). La SNR es una medida que compara el nivel de una señal deseada con el nivel de ruido de fondo y se define como la relación entre la potencia de la señal y la potencia del ruido, expresada en decibelios. La SNR es expresada por la siguiente ecuación (Bou-Cabo *et al.*, 2022):

$$SNR = RLr - NLr$$

Dónde:

SNR = relación señal-ruido

RLr = nivel de la señal recibida en la posición del oyente

NLr = nivel del ruido en la posición del oyente

El tráfico marítimo ha aumentado; de 1960 hasta 2011 el número de barcos se ha doblado y su tamaño, velocidad y potencia de propulsión se han aumentado. Como consecuencia, el nivel de ruido ambiental también está creciendo (Ross & Price, 2011; Ross, 2005). Un estudio en el Océano Pacífico demostró una tendencia del aumento del ruido de baja frecuencia en 0,2 dB/año a partir de los años de 1980 (Ross & Price, 2011). Además, se espera una reducción de la atenuación de los sonidos de frecuencia por debajo de 10 KHz, con el cambio climático, puesto que la atenuación es dependiente del pH del océano, que está siendo alterado (acidificado) por el cambio climático. Así, con la reducción de la absorción, el nivel del ruido marino aumentará (Hester *et al.*, 2008).

El ruido mecánico de las embarcaciones, como, por ejemplo, de las hélices, motores y la cavitación de las hélices generan ruidos de bajas frecuencias menores que 200 Hz. La cavitación de las hélices genera un ruido de banda ancha, mientras que la maquinaria giratoria genera ruidos tonales de banda estrecha y baja frecuencia. Con respecto al nivel del ruido producido por las embarcaciones, puede llegar de 140 a 195 dB (Hildebrand, 2009).

La emisión total de ruido dependerá de factores como el tamaño y velocidad de la embarcación, peso de la carga, actividad y componentes mecánicos (Hildebrand, 2009). La producción de ruido de baja frecuencia por las embarcaciones es un gran problema, pues las frecuencias más bajas se propagan más que las altas en el medio acuático y afectan la fauna marina (Hildebrand, 2009). Las frecuencias debajo de 300 Hz en el océano se deben principalmente al tráfico marítimo (Ross & Price, 2011) y tienen importancia especial, ya que se superponen con el rango de vocalización de algunos mamíferos marinos (Wittekind & Schuster, 2016).

Sin embargo, las características de las fuentes de ruido antropogénicas no son suficientes para predecir si generarán efectos de enmascaramiento para los animales. Esto ocurre porque las

características del sonido cambian durante su propagación por el océano, como, por ejemplo, por las pérdidas de transmisión resultantes; de forma que el potencial para el enmascaramiento también cambia conforme el sonido se aleja de la fuente. Así, el espectro del sonido cerca de la fuente suele ser distinto de aquello cerca del oyente (Erbe *et al.*, 2016). Además, es necesario conocer las características auditivas de la especie en estudio, para saber el nivel del potencial de enmascaramiento (Bou-Cabo *et al.*, 2022; Erbe *et al.*, 2016).

La figura 4 muestra una comparación del rango de frecuencias de audición para algunas especies y el rango de ruido para algunas actividades antropogénicas.

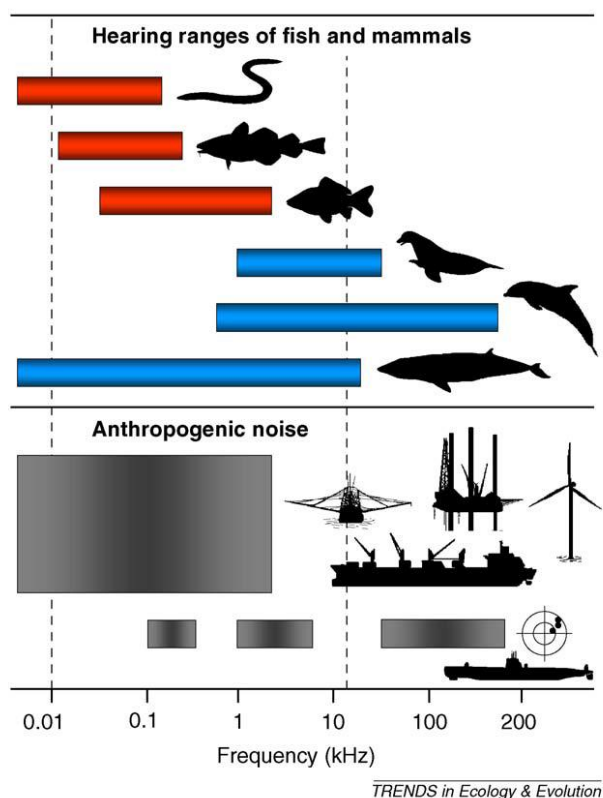


Figura 4 – La parte superior indica los rangos de audición de especies seleccionadas de peces (barras rojas) y mamíferos (barras azules). Especies de arriba a abajo: anguilla europea, bacalao del Atlántico, pez dorado, león marino californiano, delfín mular y rorcual común. La parte inferior indica el rango de la mayoría de los sonidos antropogénicos. Extraído de Slabbekoom *et al.*, 2010.

### Características auditivas de las especies

Hay tres parámetros importantes para describir las características auditivas de los mamíferos marinos para evaluar el potencial de enmascaramiento para una especie (Erbe *et al.*, 2016).

#### a) Sensibilidad auditiva absoluta:

Para evaluar la sensibilidad es utilizado un audiograma. El audiograma se compone de una serie de umbrales de detección para señales de banda estrecha obtenidas en un rango de frecuencias de sonido, y generalmente se representa como una curva de sensibilidad continua, exhibiendo una forma característica de “U” (Figura 5) para los mamíferos (Erbe *et al.*, 2016).

Es posible combinar las mediciones de varios individuos para estimar el audiograma típico de la especie; estas son útiles para determinar el potencial de enmascaramiento de diferentes tipos de ruido. Pero, es necesario tener en cuenta que la sensibilidad puede variar incluso entre la misma

especie, especialmente entre individuos de diferentes edades y sexo. La sensibilidad también puede ser afectada en algunas especies por la profundidad (Erbe *et al.*, 2016).

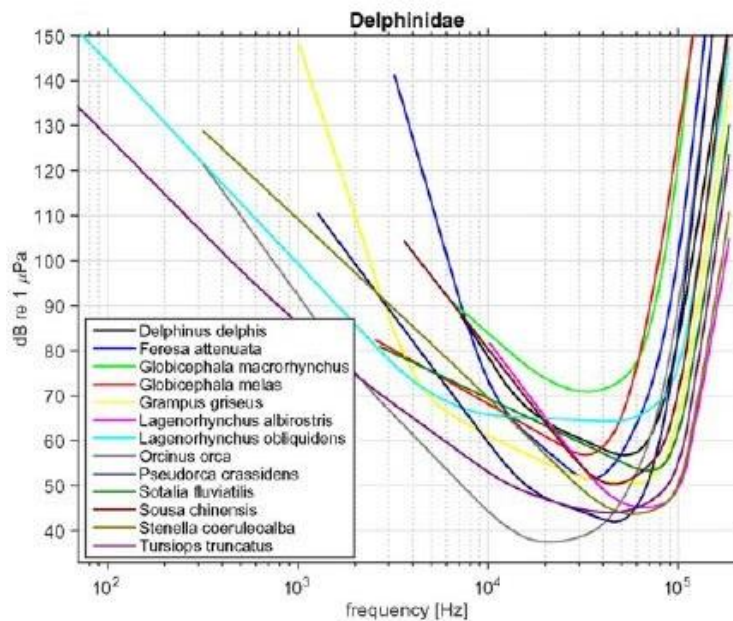


Figura 5 - Audiograma para distintas especies de delfínidos, incluyendo el *T. truncatus*. Extraído y modificado de Erbe *et al.*, 2016.

b) *Sintonización de frecuencia:*

La audición de los mamíferos funciona como un filtro que separa los sonidos en sus frecuencias individuales. El ancho de banda de estos filtros determina la capacidad de un oyente para extraer señales acústicas de ruido coincidentes. Un filtro con un ancho de banda más estrecho puede mejorar la SNR, eliminando la energía del ruido que se extiende más allá de la frecuencia de la señal. Por eso, este parámetro es esencial en un estudio de enmascaramiento (Erbe *et al.*, 2016).

c) *Tiempos de integración auditiva:*

La duración de una señal acústica influye en la detección del oyente. Los umbrales auditivos mejoran al aumentar la duración de la señal hasta un cierto valor. Valores más altos no contribuyen para la mejora de la percepción. Este procesamiento temporal del sistema auditivo es conocido como tiempo de integración. Los tiempos de integración auditiva dependen de la frecuencia de la señal, con tiempos de integración más largos para señales de baja frecuencia y tiempos más cortos requeridos para señales de alta frecuencia (Erbe *et al.*, 2016).

Características acústicas de emisión y audiograma del delfín mular

Los sonidos producidos por el delfín mular son clasificados en silbidos, clics de ecolocalización, sonido de pulso explosivo (*burst pulse* – BP) y sonidos de baja frecuencia de banda estrecha (*low frequency narrow-band* - LFN). Los silbidos son señales tonales, de frecuencia modulada, de banda estrecha y con frecuencias fundamentales generalmente entre 0,8 y 28,5 kHz (Schultz & Corkeron, 1994; May-Collado & Wartzok, 2008), y tienen una función social para los delfines (Quick and Janik 2008). Entre los silbidos, están los silbatos característicos (*signature*

*whistles*) que tienen la función de reconocimiento individual y mantenimiento de la cohesión del grupo (Sayigh *et al.*, 2007).

Los clics de ecolocalización, por otro lado, son sonidos cortos, de banda ancha y de alta intensidad, con frecuencias pico ultrasónicas (Au, 1993). Son producidos en rápida sucesión y son utilizados para la detección y discriminación de objetos (Au, 1993). Durante la ecolocalización, el delfín escucha los ecos que regresan de los objetos, lo que difiere de los sonidos producidos para la comunicación (Janik, 2009). Los sonidos BP son similares a los clics, pero con frecuencias más altas (a menudo superiores a 1000 Hz) y es posible que tengan función social en la comunicación (Lammers *et al.*, 2003). Los sonidos LFN, por otro lado, son tonales, con bajas frecuencias pico (media de 990 Hz), corta duración (<1s), altamente armónicos y producidos en cadenas (Simard *et al.*, 2011). Hay evidencias que esos sonidos están correlacionados con actividades sociales; además, las frecuencias pico de esos sonidos están por debajo del rango de la buena audición de los delfines, y es probable que estén sujetos al enmascaramiento por el ruido del barco, dificultando su detección (Simard *et al.*, 2011).

También es importante destacar que existen variaciones geográficas entre los sonidos producidos en distintas poblaciones, resultando en especialización ecológica, que puede reflejar distintas características genéticas, morfológicas o sociales (Gridley *et al.*, 20015).

Con respecto a las características auditivas de la especie, los delfines mulares tienen un rango de audición extremadamente amplio: de 75 Hz a 150 kHz (Johnson, 1967 citado por Branstetter & Sills, 2022, p.5). Popov *et al.* (2007) determinaron el audiograma para el delfín mular, a partir de la media de 13 individuos, por medio de la técnica del potencial auditivo evocado (*auditory evoked potential* - AEP). Los umbrales auditivos fueron determinados para un rango de frecuencias de 8 hasta 152 KHz. El audiograma medio presentó el umbral más bajo, de cerca de 50dB, a una frecuencia de 45KHz. El umbral subió lentamente para las frecuencias más bajas, cerca de 65 dB a 8 kHz. Por otro lado, el umbral experimentó una subida abrupta para las frecuencias más altas, hasta 97 dB a 152 kHz, como se indica en la figura 6. Las variaciones estándares interindividuales no cambiaron más que 10dB, para la mayoría de las frecuencias (Popov *et al.*, 2007).

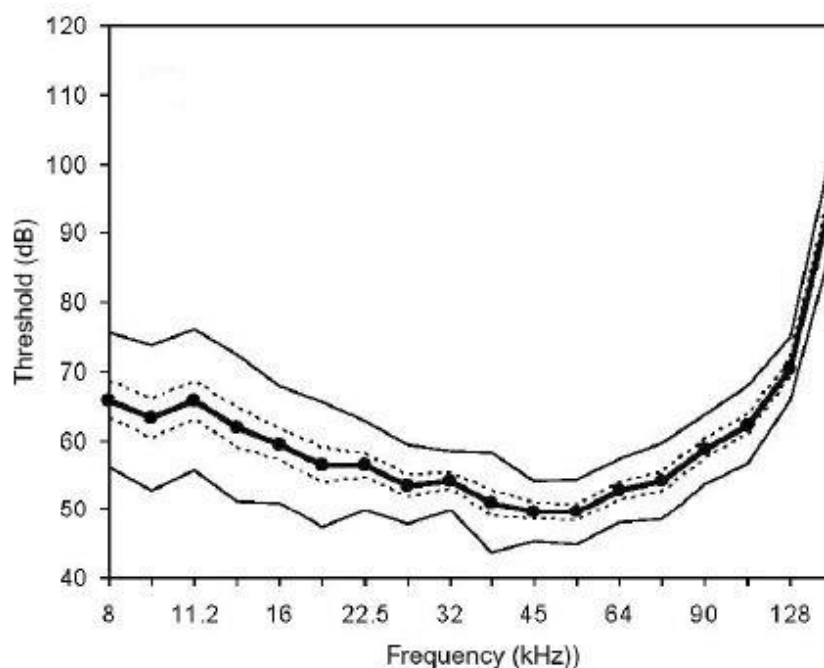


Figura 6 - Audiograma medio para 13 individuos de *T. truncatus*. Línea continua con puntos: media. Líneas continuas delgadas: área de desviación estándar. Líneas punteadas: área de error estándar. Extraído de: Popov *et al.*, 2007.

Esos datos son similares a los de Finneran y Houser (2006), que evaluaron el audiograma para cuatro individuos de *T. truncatus*. Además, se verificó que los umbrales de detección para las frecuencias más bajas (hasta al menos 40 KHZ) se elevaron en las mediciones hechas en la bahía de San Diego en comparación con la medición hecha en una piscina tranquila, probablemente debido al enmascaramiento causado por el nivel de ruido ambiental relativamente alto (Finneran & Houser, 2006).

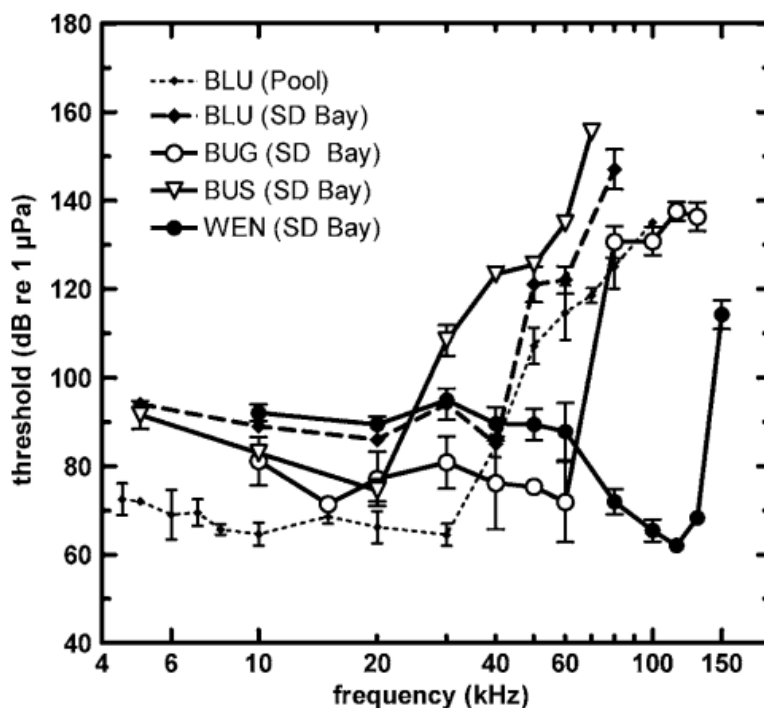


Figura 7 - Audiograma para cuatro individuos de *T. truncatus*. BLU, BUG, BUS, WEN: individuos. SD Bay: mediciones hechas en la bahía de San Diego. Pool: medición hecha en una piscina. Símbolos representan valores medios; las barras de error muestran la media de una desviación estándar. Extraído de Finneran & Houser, 2006.

### Estrategias anti-enmascaramiento

Por otro lado, los animales marinos desarrollaron mecanismos para mejorar la detección de las señales en presencia de ruido de enmascaramiento. Una de estas estrategias de anti-enmascaramiento consiste en la alteración del nivel, repetición, amplitud o frecuencia vocal, efecto conocido como “Lombard effect”, cambiando sus señales de comunicación y ecolocalización fuera de la zona de ruido de enmascaramiento, reduciendo la superposición (Lombard, 1911). Estas estrategias de cambios y repetición o redundancia aumentan la probabilidad de detección por parte de un oyente. Otra estrategia consiste en aumentar el tiempo de duración de la vocalización (Erbe *et al.*, 2016). Un estudio con el delfín común (*Delphinus delphis*) ha verificado una alteración de las frecuencias de localización para evitar el enmascaramiento con el ruido del tráfico marítimo en el canal Inglés (Ansmann *et al.*, 2007). El aumento en la frecuencia de vocalización en defines nariz de botella (*Tursiops truncatus*) fue verificado en Florida, en la presencia de embarcaciones, pero no fue verificado cambio en la frecuencia y duración de los silbidos (Buckstaff, 2004).

Además del efecto Lombard, las especies también desarrollaron mecanismos en el sistema auditivo del oyente que utiliza información acústica adicional no capturada por una mala relación señal-ruido. Cuando la señal y el ruido se reciben desde diferentes direcciones, permite que un oyente utilice efectos binaurales para mejorar la detección de la señal, reduciendo el enmascaramiento. Las señales binaurales surgen cuando dos sonidos, recibidos de la misma fuente,

son comparados en los dos oídos, incluyendo diferencias percibidas en fase y nivel de sonido (Erbe *et al.*, 2016). Este comportamiento también ya fue verificado en delfín nariz de botella (*T. truncatus*), para lo cual el aumento del ángulo de entrada del ruido tiene como efecto la disminución del enmascaramiento, y eso es el principal mecanismo que proporciona la ecolocalización en un ambiente con alto nivel de ruido (Zaitseva *et al.*, 1975).

Estas adaptaciones ya fueron verificadas en diversas especies de cetáceos, pero estos comportamientos fueron observados solamente en campo, necesitando estudios controlados para verificar su uso y efectividad (Erbe *et al.*, 2016).

## **Objetivos**

### Objetivos generales

El objetivo del presente trabajo es calcular el factor de impacto (IF) del ruido de baja frecuencia de embarcaciones, que puede generar enmascaramiento acústico para una población de delfines mulares (*Tursiops truncatus*) del Golfo de León, ubicado en el Mediterráneo, frente a las costas de España y Francia. Además, se hará un mapa de distribución de la población de *T. truncatus* para esta zona para el mismo período.

### Objetivos específicos

Los objetivos específicos están listados abajo:

- Determinar el SPL máximo diario para cada celda
- Determinar el exceso de nivel para el área de estudio
- Calcular los percentiles 25 y 27 del exceso de nivel (EL)
- Calcular el porcentaje de área del hábitat que está un determinado porcentaje de tiempo con un EL superior al P25 Y AL P75
- Calcular el factor de impacto (IF)
- Hacer el mapa de distribución de la población de delfines *Tursiops truncatus*

## Metodología

La presente metodología consiste en el cálculo de un factor de impacto del porcentaje espaciotemporal del exceso de nivel de ruido, respecto a una zona prístina; además de un mapa de distribución de delfines *T. truncatus*. Los datos de nivel de presión sonora (SPL) y de densidad de delfines fueron recopilados del área del Golfo de León (Figura 8), para el período de enero de 2022. Las coordenadas geográficas de cada extremidad del área están presentadas en la tabla 1.



Figura 8 - Golfo de León. Extraído de: Wikipedia.

Tabla 1 - Coordenadas geográficas de las extremidades del área de estudio en el Golfo de León.

	Mínima	Máxima
Latitud	39.630723	43.7975
Longitud	1.474747	7.052204

Para eso, se han escogido bandas de  $\frac{1}{3}$  de octava de 63 Hz, que es una frecuencia indicativa del ruido de baja frecuencia, principalmente del tráfico marítimo. Los datos de presencia de buques fueron proporcionados por el Sistema de Identificación Automática (AIS: *Automatic Identification System*) para el período de enero de 2022. Además, se ha utilizado un filtro basado en el *Marine Mobile Service Identity* (MMSI) para que solamente los buques que están en navegación sean utilizados, evitando también que el mismo barco sea contado más de una vez en cada celda. Se han utilizado datos de una hora al día y celdas de tamaño aproximado de 16 Km<sup>2</sup>. El número de celdas fue de 499\*499.

El nivel de presión sonora (*Sound Level Pressure* - SPL) fue calculado para cada barco por medio del modelo de Randi, que lleva en cuenta la velocidad, longitud y ubicación del barco (Audoly & Rizzuto, 2015). Además, fue empleado el modelo basado en la teoría de rayos (Clay & Medwin, 1997), por medio del algoritmo de código abierto BELLHOP (Porter & Liu, 1994) para calcular la propagación del sonido por el barco, ya que eso sufre pérdidas de transmisión a medida que se propaga en el medio acuático.

Por otro lado, las características físicas del medio con respecto a la temperatura, salinidad y profundidad afectan la velocidad de propagación del sonido, y por eso están incluidas en el modelo, utilizándose la ecuación de Mackenzie (Mackenzie, 1982). Se han obtenido esos datos de la Red Europea de Observación y Datos Marinos (EDMODnet) y la batimetría ha sido obtenida del portal Carta Batimétrica General de los Océanos (GEBCO).

Para el cálculo del factor de impacto fueron utilizados los datos de todas las celdas, o que en todas ellas había presencia de delfines mulares. Abajo se encuentran detallados los pasos para hacer el factor de impacto. El cálculo del factor de impacto fue hecho usando el programa MatLab® y el mapa de distribución, el programa QGis 3.26.2.

### Nivel de presión sonora (SLP)

El nivel de presión sonora (SLP) se refiere al nivel del sonido emitido por los barcos para cada frecuencia considerada. Los valores de SPL fueron generados a partir de simulaciones numéricas, utilizándose datos de longitud y latitud de los barcos, para tres distintas profundidades: 20, 100 y 500m. Para hacer el cálculo del índice de impacto fue escogido el mayor nivel (SPL máximo diario) entre esas tres simulaciones, que suele ser a 20m de profundidad, para cada día. Se ha utilizado una matriz de arreglo 3D de SPL de un día. Las dimensiones del arreglo 3D se definen como: latitud, longitud, día. Las celdas que caigan en tierra o, en celdas que no formen parte del hábitat evaluado no cuentan para el cálculo y no presentan ningún valor.

### Condición de Referencia (RC)

La condición de referencia corresponde al SPL de un área donde no hay presión introducida por factores antropogénicos. Para sacar este valor se ha tomado el percentil 5 de las medidas del sistema de monitorización acústica muestreados a 90m de profundidad cerca de la Isla de Cabrera en 2018 (Figura 9). El valor obtenido (RC = 75,49 % dB re 1 $\mu$ Pa) es considerado la mejor aproximación disponible al nivel de sonido en ausencia de presión introducida por actividad antropogénica.

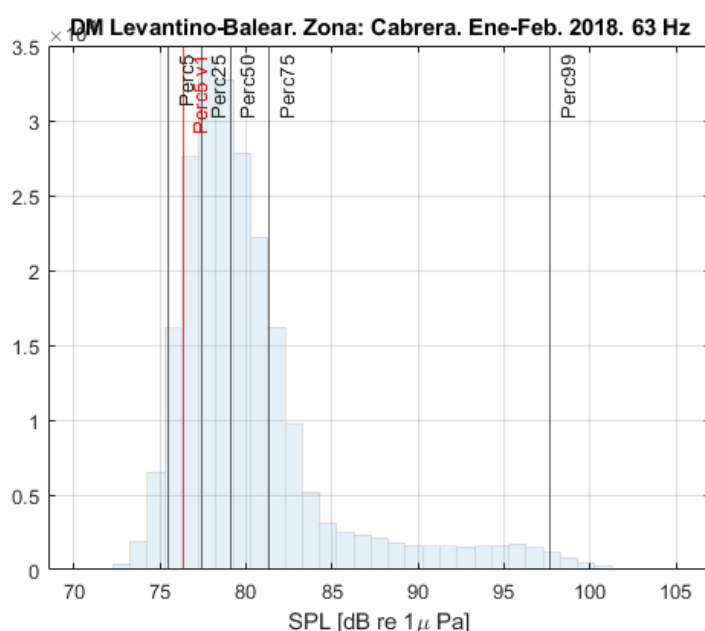


Figura 9 - SPL muestreado a 90m de profundidad en la Isla Cabrera en 2018, utilizada como zona prístina.



### Exceso de nivel (EL)

El exceso de nivel (Excess Level – EL) es el exceso de SPL respecto a la condición de referencia. Ese valor es calculado individualmente para todas las celdas durante el período evaluado. Para su cálculo se usa el SPL máximo diario (SPL\_max\_daily) introducido por tráfico marino en cada celda del hábitat estudiado y el SPL de la condición de referencia (RC), como se indica en la fórmula abajo.

$$EL_{daily}(i, j, q) = SPL_{max\_daily}(i, j, q) - RC;$$

dónde:

EL\_daily = exceso de nivel diario

SPL\_max\_daily = SPL máximo diario (matriz 3D con las dimensiones: latitud, longitud, día)

RC = condición de referencia

### Factor de Impacto (IF)

El factor de impacto representa el porcentaje espaciotemporal del EL a 63 Hz respecto del nivel de la condición de referencia en una determinada área durante un determinado período. Actualmente no se ha determinado una cifra de EL a partir de la cual evaluar el estado ambiental de un hábitat y, por eso, en este estudio, se han tomado el percentil 25 (P25) y el percentil 75 (P75) del EL como valores a partir de los cuales calcular el IF. El percentil es una medida estadística que divide la distribución de los datos en cien partes iguales. De esa forma el percentil 25, por ejemplo, sería el valor de la variable, situado este en el límite de los 25 primeros, o sea, hay 25% de los datos por debajo de ese valor. Su fórmula es expresada de la siguiente fórmula:

$$P = (k * n) / 10$$

Dónde:

P = posición en la cual está el percentil

K = percentil

N = número de elementos en la muestra

Una vez calculados el P25 y el P75 del EL se calcula el porcentaje de tiempo que cada celda presenta un EL superior a cada percentil, de acuerdo con las siguientes ecuaciones abajo, para el P25:

$$EL_{overP25\_percent}(i, j) = (EL_{overP25\_sum3}(i, j) / Dim_{EL_{overP25}(3)}) * 100$$

Dónde:

EL\_overP25\_percent(i,j) = porcentaje de tiempo que cada celda está por encima del P25

EL\_overP25\_sum3(i,j) = número de días cuyas celdas están con valores por encima del percentil 25

Dim\_EL\_overP25(3) = número de días

Análogamente, fue hecho el mismo cálculo para el P75:

$$EL_{overP75\_percent}(i, j) = (EL_{overP75\_sum3}(i, j) / Dim_{EL_{overP75}(3)}) * 100$$

Seguidamente, se calcula el porcentaje de área del hábitat que está un determinado porcentaje de tiempo con un EL superior al P25 y al P75, de acuerdo con las fórmulas abajo, generándose un gráfico área x tiempo para cada percentil. Fórmula para el P25:

$$PTA(i, 2) = length(a) * 100/ncells\_actP25$$

Dónde:

PTA(i,2) = porcentaje de área que está un determinado porcentaje de tiempo por encima del P25

a = vector que recoge los índices en los que resulta la búsqueda de las celdas que están entre dos porcentajes de tiempo por encima del percentil 25

length(a) = número de celdas que están entre esos dos valores de porcentaje de tiempo

ncells\_actP25 = % nº total de celdas activas (las celdas que están dentro del hábitat estudiado)

Análogamente para el P75:

$$PTA(i, 3) = length(b) * 100/ncells\_actP75$$

El IF es el porcentaje de área que está por debajo de curva del gráfico, de modo que, cuanto mayor es el área por debajo de la curva (mayor IF), peor es el escenario, o sea, el hábitat está sometido a un mayor exceso de nivel de ruido, y viceversa. El IF es calculado por la siguiente fórmula para el P25:

$$pAreaFig\_P25 = AreaFig\_P25 * 100/AreaFig\_total$$

Dónde:

pAreaFig\_P25 = porcentaje del área de la figura por debajo del P25

AreaFig\_P25 = área de la figura por debajo del P25

AreaFig\_total = área total de la figura

Análogamente para el P75:

$$pAreaFig\_P75 = AreaFig\_P75 * 100/AreaFig\_total$$

## Resultados

El histograma de la figura 10 nos muestra la frecuencia relativa del exceso de nivel (EL) para la frecuencia de 63Hz durante el periodo de estudio. También nos informa los percentiles 25 y 75 de 29,79 y 35,75 dB re 1 $\mu$ Pa, respectivamente.

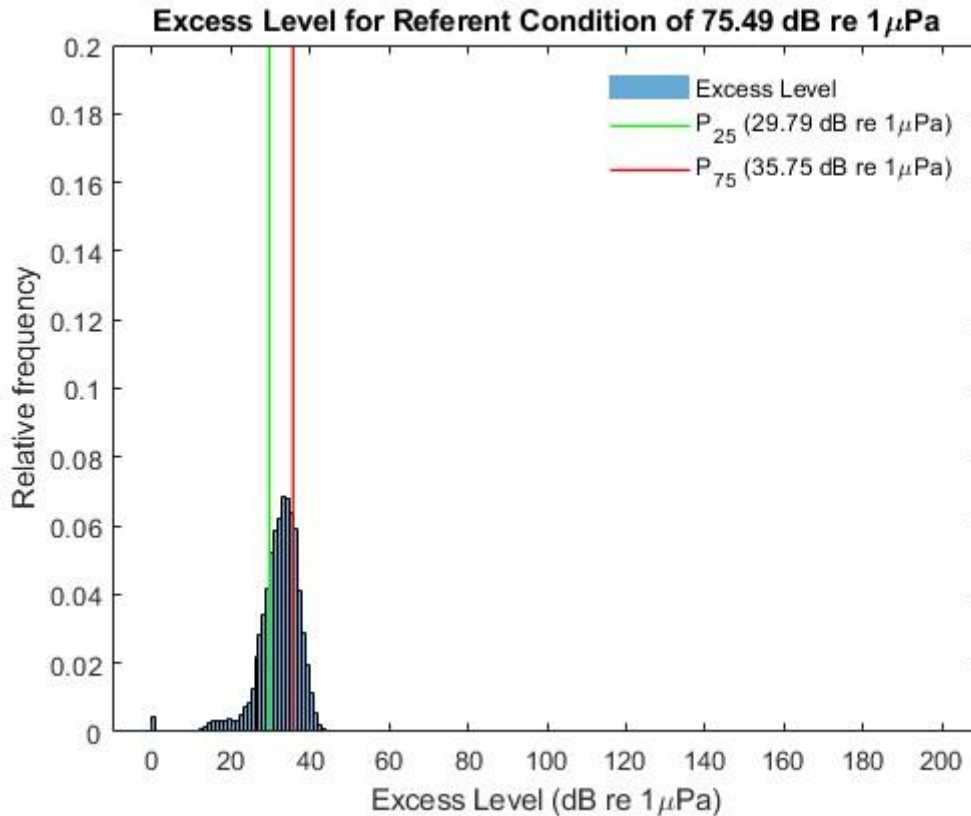


Figura 10 - Histograma de la frecuencia relativa del exceso de nivel (en decibelios) para la frecuencia de 63Hz para el área de estudio, durante el periodo estudiado. La línea verde indica el percentil 25 (P25) y la línea roja indica el percentil 75 (P75).

La figura 11-A muestra el porcentaje de área del hábitat que está un determinado porcentaje de tiempo con un EL superior al percentil 25 (P25). Vemos que 50% del área está aproximadamente 80% del tiempo con un EL superior al P25 (29,79 dB re 1 $\mu$ Pa). El índice de impacto (IF) obtenido para ese percentil fue de 75,53%, indicando que el hábitat está bastante sometido a un exceso de nivel. Ese valor representa el porcentaje espaciotemporal del EL a 63 Hz respecto del nivel de la condición de referencia en una determinada área durante un determinado periodo.

La figura 11-B representa lo mismo, pero considerándose el percentil 75 (P75). Para ese percentil vemos que 50% del área del hábitat está aproximadamente 20% del tiempo con un EL superior al P75 (35,75 dB re 1 $\mu$ Pa). El IF para ese percentil fue de 25,42%, indicando una mejor situación cuando se considera el P75.

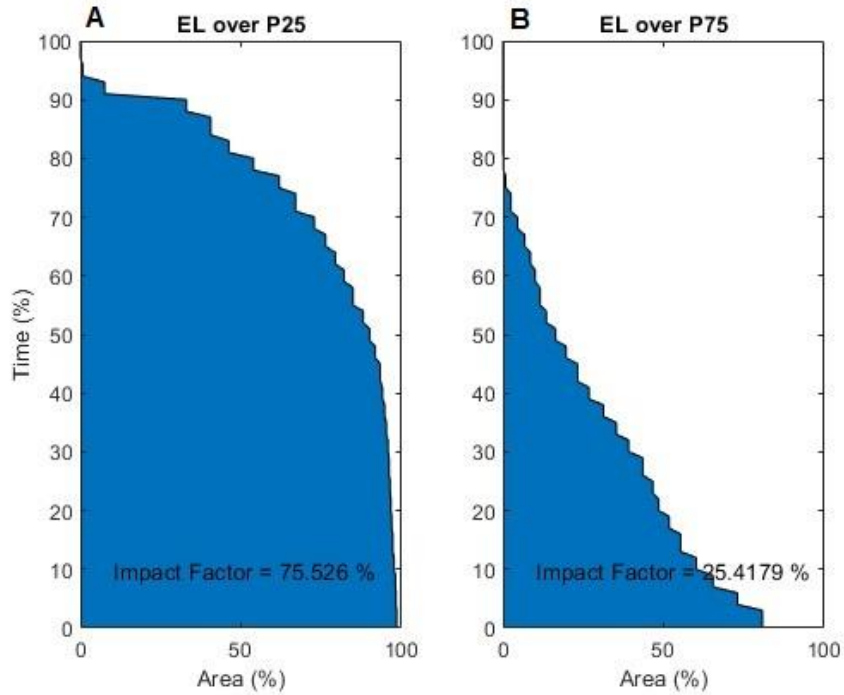


Figura 11- Índice de impacto (IF) del área de estudio. A- IF para el P25. B- IF para el P75.

La figura 12 muestra la densidad de delfines *T. truncatus*, o sea, el número de individuos por celda, para la región del Golfo de León durante el período de enero de 2022, en escala de gris. Cuanto más claro, mayor la densidad. El negro total representa 1 individuo y el blanco representa 58 individuos. El tamaño de cada celda es de aproximadamente 16 Km<sup>2</sup>.

### Densidad de delfines *Tursiops truncatus*

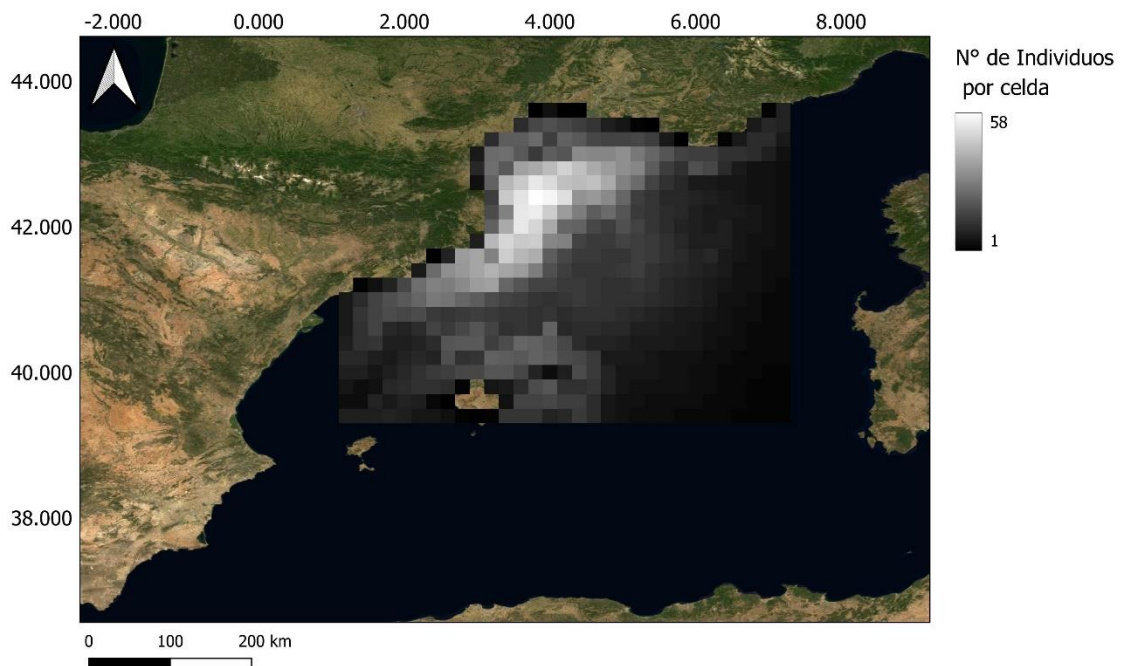


Figura 12 - Densidad de delfines mulares en el Golfo de León en enero de 2022. La imagen muestra el número de individuos por celda en escala de gris. El negro consiste en un individuo y el blanco en 58 individuos. Cada celda tiene el tamaño de 16Km.

## Discusión

### Factor de impacto y densidad de delfines del área de estudio

El mar mediterráneo es uno de los lugares con mayor tráfico marítimo de grandes buques comerciales y de pasajeros, con miles de embarcaciones cruzando en todas las estaciones, especialmente durante el verano (REMPEC). Ese tráfico marítimo genera perturbaciones en distintas especies de cetáceos. Además de las colisiones, la principal perturbación generada es el ruido submarino (Di-Méglio *et al.*, 2010). El ruido submarino es considerado una de las más importantes amenazas para las especies de cetáceos más comunes del Golfo de León: *Balaenoptera physalus* (rorcual común), *Physeter macrocephalus* (cachalote), *Globicephala melas* (calderón común), *Grampus griséus* (delfín de Risso), *Tursiops truncatus* (delfín mular o nariz de botella), *Ziphius cavirostris* (ballena de Cuvier) (UNEP-MAP-RAC/SPA, 2013). Se estima que ya no existen más zonas tranquilas en el Mar Mediterráneo y que su flota sigue la tendencia mundial de crecimiento en tamaño y volumen (UNEP-MAP-RAC/SPA, 2013).

La Directiva Marco sobre la Estrategia Marina apunta la necesidad de evaluar el exceso de nivel de presión sonora de los hábitats marinos, con la intención de proponer medidas para la obtención de un buen estado ecológico. En la práctica es difícil estipular cuánta contaminación acústica es sostenible para una población o ecosistema. Así, una solución posible es hacer un análisis basado en el riesgo, de modo que cuanto mayor sea la exposición al ruido, mayores serán las consecuencias (Merchant, 2017). En este trabajo fue utilizado el cálculo del factor de impacto (IF), que representa el porcentaje espaciotemporal del EL a 63 Hz respecto al nivel de la condición de referencia en una determinada área durante un determinado período. Como actualmente aún no se ha estipulado una métrica del exceso de nivel a partir del cual estudiar la contaminación sonora, fueron seleccionados los percentiles 25 y 75 como valores a partir de los cuales calcular el IF.

Las curvas del IF generadas proporcionan una base cuantitativa para rastrear los niveles de exposición. Además, ofrecen un índice que expresa la exposición global espaciotemporal basado en el área bajo la curva de exposición; proporcionando información relevante para la comparación, toma de decisiones y adopción de medidas para la reducción de riesgo, siempre que sea necesario. Tales medidas serán comentadas en el siguiente apartado.

El delfín *T. truncatus* es una de las especies más comunes del Golfo de León y, de hecho, fue verificada la presencia de esos delfines en toda el área de estudio. De esa forma, el cálculo del IF fue hecho utilizándose todas las celdas. La densidad máxima verificada fue de 58 individuos por celda; y la mínima, de 1 delfín/celda, indicando una gran población de delfines residentes en esa área. Cada celda presenta un tamaño de 16 Km<sup>2</sup>. Es posible notar que los delfines se concentran en las regiones más cerca de la costa e islas, comportamiento ya descrito en otros estudios (Gnone *et al.*, 2011).

En el presente estudio fue obtenido un factor de impacto para el percentil 25 de 75,53%. Este valor es bastante elevado e indica una situación bastante sometida espaciotemporalmente al ruido de baja frecuencia, con exceso de nivel a 63 Hz por arriba de 29,79 dB re 1µPa, en relación a la condición de referencia. En este caso el exceso de ruido puede estar afectando los cetáceos, aumentando el riesgo para el enmascaramiento auditivo, alteración de su comportamiento de comunicación y, en consecuencia, reducción del *fitness* de la especie. Algunos estudios, por ejemplo, demuestran que para cada 1 dB re 1µPa que aumenta en el ruido ambiental, los delfines *T. truncatus* son capaces de aumentar en tiempo real la frecuencia de sus silbidos (efecto Lombard) (van Ginkel *et al.*, 2017). El aumento del contenido de frecuencias altas es una estrategia para evitar el enmascaramiento generado por bajas frecuencias (van Ginkel *et al.*, 2017). Además, ya se ha documentado la producción de sonido de baja frecuencia (LFN, cerca de 990 HZ) en delfines mulares, correlacionada con la participación de los individuos en actividades sociales (Simard *et al.*,

2011). Este sonido tiene frecuencia más baja que los silbidos y clics, y está por debajo de lo que se considera el rango de buena audición para esos delfines, y, por eso, se considera que es probable que estén sujetos al enmascaramiento por ruidos de embarcaciones (Simard *et al.*, 2011). Así, frente a un escenario con alto factor de impacto, sería importante establecer medidas más rigurosas para la restricción del ruido antropogénico.

Por otro lado, si consideramos el percentil 75, obtenemos un factor de impacto de 25,42%, indicando una menor área y duración con exceso de nivel por arriba de 35,75 dB re 1 $\mu$ Pa. En ese caso podrían adoptarse medidas menos restrictivas para la contención del ruido antropogénico.

En general, las frecuencias más bajas son mejores para enmascarar las frecuencias más altas debido al mecanismo de la membrana basilar: las frecuencias más altas excitan la parte basal de las células ciliadas, mientras que las frecuencias más bajas excitan la parte apical de las células. Así, un tono de baja frecuencia deberá desplazarse por la parte basal y no al revés, resultando un patrón de enmascaramiento asimétrico (Branstetter & Sills, 2022). Considerándose que hay cerca de 29,79 re 1 $\mu$ Pa (para el P25) y 35,75 dB re 1 $\mu$ Pa (para el P75) por arriba del nivel de la condición de referencia (de 75,49 dB re 1 $\mu$ Pa), los niveles de ruido resultantes de 105,28 y 111,24 dB re 1 $\mu$ Pa están muy por encima del umbral de detección para la mayoría de las frecuencias, al compararse con el audiograma del delfín mular (Figuras 6 y 7); y, por eso, tienen el potencial para enmascarar diferentes tipos de vocalización, en especial los sonidos LFN y también silbidos y clics de baja frecuencia.

De esta manera, es importante más estudios para definir cuál percentil refleja mejor el impacto del exceso de nivel, y que deberá ser usado para el cálculo del factor de impacto. También sería importante establecer umbrales de valores del factor de impacto a partir de los cuáles deberían adoptarse medidas más o menos restrictivas de reducción del ruido submarino. El uso de mapas de distribución de exceso de ruido y de población de delfines también contribuiría, pues sería posible adoptar distintas medidas entre un área más y otra menos afectada.

### Manejo del ruido submarino

Los efectos del ruido submarino ya son una inquietud global, por afectar distintas especies, incluso de interés económico; y por eso, muchos acuerdos internacionales están siendo hechos con la intención de buscar una solución (Lewandowski & Staaterman *et al.*, 2020; Merchant, 2019). Uno de esos acuerdos es la Directiva MSFD (Marine Strategy Framework Directive), que busca el uso sostenible del medio marino por los países miembros, para alcanzar un buen estado ambiental, en 11 áreas distintas, incluyendo el ruido ambiental en una de ellas. Para eso, requiere que los estados miembros de la Unión Europea alcancen niveles de ruido que no sean adversos a los ecosistemas marinos (Merchant *et al.*, 2017). La directiva tiene como objetivo establecer un programa de monitoreo del ruido continuo y, seguidamente, establecer metas de políticas nacionales para la toma de decisiones (Lewandowski & Staaterman *et al.*, 2020).

En este contexto, las medidas de mitigación más utilizadas incluyen la restricción espaciotemporal de la actividad generadora de ruido cuando un cetáceo es avistado cerca de la embarcación y el uso de un ruido de menor intensidad para dispersar la fauna antes de la generación de un ruido más nocivo (JNCC, 2017). Pero, esta última medida no es eficaz en el caso de la generación de ruido de baja frecuencia por barcos, siendo más usada en exploraciones sísmicas. Además, estas acciones no mitigan los efectos acumulativos y a largo plazo del ruido de bajo nivel y también dependen de la detección visual o acústica de los cetáceos, que es dependiente de las condiciones climáticas y comportamiento de las especies. Así algunos autores defienden que la mejor

medida es la reducción de la emisión del ruido por la fuente y la reducción de las actividades generadoras de ruido. (Merchant, 2019).

El transporte marítimo es la fuente de contaminación sonora submarina más difundida y persistente y por eso la Organización Marítima Internacional (IMO) elaboró una guía no obligatoria sobre medidas de aquietamiento de embarcaciones. Una de las medidas es el incentivo del uso de la tecnología de silenciamiento de barcos para la construcción de los nuevos buques y adaptación de los existentes (Heise *et al.*, 2017). La cavitación, por ejemplo, que es la principal fuente de ruido de barcos, puede ser reducida modificándose la hélice y/o el casco (Heise *et al.*, 2017). Es posible usar, por ejemplo, un aislamiento basado en soportes elásticos, que reducen la energía mecánica, absorbiendo el ruido (André *et al.*, 2009).

Otra medida que reduce la cavitación es inyectar aire a través de las palas de la hélice, por un sistema de burbujas (Heise *et al.*, 2017; André *et al.*, 2009). Las burbujas de aire en el agua cambian la impedancia (resistencia acústica) del medio, atenuando el sonido. Son efectivas para altas, medias y bajas frecuencias; aunque no son eficaces para atenuar los ruidos de muy baja frecuencia, como los producidos por las grandes hélices (André *et al.*, 2009).

El aislamiento vibratorio de la maquinaria puede reducir la transmisión de ruido por el casco. La optimización de la eficiencia energética y el mantenimiento de la hélice y casco, como, por ejemplo, impedir la incrustación biológica, también puede contribuir para la reducción de los niveles de ruido generados (IMO, 2014). La adecuada manutención del barco y el uso de los "Skysails" no solamente reducen el ruido sino también ahorran combustible, aumentando su eficiencia. Los "Skysails" requieren menor demanda de los motores, ya que aprovechan el viento para ayudar en la propulsión del barco (André *et al.*, 2009). Otra medida consiste en incentivar que los barcos transiten en convoy, como medio de reducir los niveles de ruido acumulativo (Heise *et al.*, 2017).

En algunos casos se puede cambiar la ruta de los barcos alejándose de zonas críticas (como, por ejemplo, las áreas marinas protegidas) y, así, manteniendo una distancia de seguridad entre los barcos y los hábitats de los cetáceos, evitando también las colisiones (André *et al.*, 2009).

En general, cuanto mayor es la velocidad de la embarcación, mayor será el ruido generado. Así la reducción de la velocidad reducirá el ruido y también las colisiones. En general, las lesiones más fatales producidas por colisiones ocurren cuando las embarcaciones están navegando a 14 nudos (~26Km/h) o más (André *et al.*, 2009). Pine y colaboradores demostraron que la reducción de la velocidad de buques de 25 para 15 nudos resultó en una menor reducción del espacio de escucha para distintas especies de mamíferos y peces (Pine *et al.*, 2018).

Por otro lado, la reducción de la velocidad no soluciona de todo el problema, puesto que aumenta el tiempo del tránsito y, con eso, aumenta el tiempo de duración del ruido (Merchant, 2019). Así, es necesario encontrar una velocidad que ofrece un balance entre la intensidad y duración de la exposición al ruido, que es indicada como 8 nudos, en algunos estudios (McKenna *et al.*, 2013). Otra estrategia que puede ser utilizada es el estímulo del uso de barcos mayores, en menor número. Aunque los barcos mayores generen más ruidos, ellos compensarían, por otro lado, la emisión total de ruido al disminuir el número de barcos en uso (McKenna *et al.*, 2013).

Finalmente, sería importante el establecimiento de medidas gubernamentales que incentiven a los propietarios, beneficiando a aquellos que evalúan sus embarcaciones y cumplen con las medidas establecidas para la reducción de ruido (Merchant, 2019).

## Conclusión

En el agua el sonido se propaga mucho más que la luz y, por eso, los mamíferos marinos evolucionaron utilizando el sonido como medio para comunicarse, buscar alimento, huir de depredadores, etc. De esa forma, la contaminación acústica generada por distintas actividades antropogénicas, como extracción de gas y aceite, estudios sísmicos y tráfico marino, pueden afectar a los cetáceos de distintas formas. Los daños en los órganos auditivos, el cambio temporario o permanente en el umbral de detección y el enmascaramiento auditivo son algunos de los principales efectos. El último es generado principalmente por el ruido continuo de baja frecuencia producido por embarcaciones y es caracterizado por la disminución de la percepción de una señal sonora debido al ruido ambiental.

En el presente estudio fue verificado que el Golfo de León posee un índice de impacto de 75,53% cuando se calcula a partir del percentil 25% y, por otro lado, posee un índice de impacto de 25,42%, considerándose el percentil 75%. En el primer caso, el factor de impacto es bastante alto, indicando una situación de gran perturbación por el ruido continuo de baja frecuencia, generada por embarcaciones. El principal daño que esta contaminación sonora puede generar es el enmascaramiento auditivo en los cetáceos, perjudicando su comunicación, interacción social, búsqueda por alimento, entre otras, reduciendo el *fitness* de la especie. Además, en esta zona fue verificada presencia de delfines *T. truncatus* en todas las celdas del área de estudio, indicando que puede ser potencialmente afectada por ese exceso de ruido.

Ese alto factor de impacto requiere la implementación de medidas para la atenuación o reducción del exceso de ruido ambiental antropogénico, que debería ser adoptado por los órganos gubernamentales. Así, sería importante realizar más estudios para determinar cuál percentil (u otra métrica) es más adecuada para el cálculo del factor de impacto y también sería importante establecer cuáles medidas de manejo del ruido submarino podrían ser adoptadas a partir cada valor del factor de impacto, como forma de orientación en la toma de decisiones.



## Referencias

- American National Standards Institute. (2013). *American National Standard Acoustical Terminology (ANSI/ASA S1.1–2013)*. Acoustical Society of America, Melville, NY, USA, 2013. Acceso en: 15/06/2022. <https://webstore.ansi.org/Standards/ASA/ansiasas12013>
- André, M., Morell, M., Mas, A., Solé, M., van der Schaar, M., Houégnigan, L., Zaugg, S., Castell, J.V., Baquerizo, C.A., Roch, L.R. (2009). *Best Practices in Management, Assessment and Control of Underwater Noise Pollution*. Laboratory of Applied Bioacoustics (LAB), Technical University of Catalonia (UPC). Acceso en: 21/07/2022. <https://core.ac.uk/download/pdf/41774456.pdf>
- Ansmann, I.C., Goold, J.C., Evans, P.G.H., Simmonds, M., Keith, S.G. (2007). Variation in the whistle characteristics of short-beaked common dolphins, *Delphinus delphis*, at two locations around the British Isles. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, U. K. 87 (1), 19–26. doi: 10.1017/S0025315407054963
- Aparicio, J., García, E., Jiménez, A., Álvarez, F., Ureña, J. *Modelos de Propagación de Señales Acústicas en Entornos Subacuáticos*. Departamento de Ing. Eléctrica, Electrónica y Automática, Universidad de Extremadura. Acceso en 22/06/2022. [https://www.geintra-uah.org/system/files/modelos\\_de\\_propagacion\\_de\\_senales\\_acusticas\\_en\\_entornos\\_subacuaticos\\_i\\_y\\_ii-vdef.pdf](https://www.geintra-uah.org/system/files/modelos_de_propagacion_de_senales_acusticas_en_entornos_subacuaticos_i_y_ii-vdef.pdf)
- Au, W. W. L. (1993). *The Sonar of Dolphins* (Springer-Verlag, New York), p. 277. DOI: 10.1126/science.260.5114.1672
- Audoly, C., & Rizzuto, E. (2015). *AQUO: Achieve Quieter Oceans by shipping noise footprint reduction FP7*, Collaborative Project nº314227.
- Bearzi, G., Fortuna, C.M., Reeves, R.R. (2008). Ecology and conservation of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the Mediterranean Sea. *Mammal Review*, 39(2), 92–123. doi: 10.1111/j.1365-2907.2008.00133.x
- Blanco, C., Salomón, O. Raga, J.A. (2001). Diete of the Bottlenose Dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Western Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 81, 1053-1058. DOI:10.1017/S0025315401005057
- Bou-Cabo, M., Lara, G., Gutiérrez-Muñoz, P., Saavedra, C., Miralles, R., Espinosa, V. (2022). A Risk-based Model Using Communication Distance Reduction for the Assessment of Underwater Continuous Noise: An Application to the Bottlenose Dolphin (*Tursiops truncatus*) Inhabiting in the Spanish North Atlantic Marine Demarcation. *MDPI*.
- Branstetter, B.K., Sills, J.M. (2022). Mechanisms of auditory masking in marine mammals. *Animal Cognition*. <https://doi.org/10.1007/s10071-022-01671-z>
- Buckstaff, K.C. (2004). Effects of watercraft noise on the acoustic behaviour of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in Sarasota Bay, Florida. *Marine Mammology Society*, 20(4), 709–725. DOI:10.1111/J.1748-7692.2004.TB01189.X
- Chapman, N.R., Price, A. (2011). Low frequency deep ocean ambient noise trend in the Northeast Pacific Ocean. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 129(161). <https://doi.org/10.1121/1.3567084>
- Clay, C. S., & Medwin, H. (1977). *Acoustical oceanography: principles and applications*. [10.1016/S0022-460X\(78\)80104-7](https://doi.org/10.1016/S0022-460X(78)80104-7)

- Commission Decision (EU) 2017/848 of 17 May 2017 *laying down criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters and specifications and standardized methods for monitoring and assessment, and repealing*. Decision 2010/477/EU. Acceso en 13/07/2022.  
[https://mcc.jrc.ec.europa.eu/documents/ComDec/Com\\_dec\\_GES\\_2017\\_848\\_EU.pdf](https://mcc.jrc.ec.europa.eu/documents/ComDec/Com_dec_GES_2017_848_EU.pdf)
- Cox, T. M., Ragen, T. J., Read, A. J., Vos, E., Baird, R. W., Balcomb, K., Barlow, J., Caldwell, J., Cranford, T., Crum, L., D'Amico, A., D'Spain, G., Fernandez, A., Finneran, J., Gentry, R., Gerth, W., Gulland, F., Hildebrand, J., Houser, D., ... Benner, L. (2006). Understanding the impacts of anthropogenic sound on beaked whales. *Journal of Cetacean Research and Management*, 7(3), 177–187. <https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/Cox-et-al-2006.pdf>
- Delacourtie, F., Laran, S., David, L. et Di-Méglio, N. (2009). Analyse spatio-temporelle de la distribution des cétacés en relation avec les paramètres environnementaux. *GIS 3M (écoOcéan Institut/CRC-Marineland) / PELAGOS France*, 221.
- Di-Méglio, N., Poisson, F., Claro, F., David, L., Sacchi, J. (2010). Endangered species and fisheries in the Western Mediterranean: Which strategy to mitigate the interactions?. *French-Japanese Symposium*, Ifremer, Sète, France, 1-3.
- Dolman, S.J., Simmonds, M.P. *An Updated Note on the Vulnerability of Cetaceans to Acoustic Disturbance*. Disponible en:  
<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.516.6997&rep=rep1&type=pdf>.  
 Acceso en: 03/06/2022.
- Erbe, C., Reichmuth, C., Cunningham, K., Lucke, K., Dooling, R. (2016). Communication Masking in Marine Mammals: A Review and Research Strategy. *Marine Pollution Bulletin*, 103, 15-38.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.12.007>
- Fair, P.A. Becker, P. R. (2000). Review of Stress in Marine Mammals. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 7, 335 – 354.
- Finneran, J.J., Houser, D.S. (2006). Comparison of in-air Evoked Potential and Underwater Behavioral Hearing Thresholds in Four Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*). *The Journal of the Acoustical Society of America*, 119, 3181. <https://doi.org/10.1121/1.2180208>
- Finneran, J.J. Noise-induced hearing loss in marine mammals: A review of temporary threshold shift studies from 1996 to 2015. (2015). *The Journal of the Acoustical Society of America*, 138, 1702–1726. <http://dx.doi.org/10.1121/1.4927418>
- Gabriele, C.M., Ponirakis, D.W., Clark, C.W., Womble, J.N., Vanselow, P.B.S. (2018). Underwater Acoustic Ecology Metrics in an Alaska Marine Protected Area Reveal Marine Mammal Communication Masking and Management Alternatives. *Frontiers in Marine Science*, 5: 270. doi: 10.3389/fmars.2018.00270
- Gnone, G., Bellingeri, M., Dhermain, F., Dupraz, F., Nuti, S., Bedocchi, D., Moulins, A., Rosso, M., Alessi, J., Mccrea, R.S., Azzellino, A., Airoid, i S., Portunato, N., Laran, S., David, L., Di-méglio, N., Bonelli, P., Montesi, G., Trucchi, R., ... Wurtz, M. Ecological Habits, Spatial Behaviour and Abundance Estimates of the Bottlenose Dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Pelagos Sanctuary MPA (North West Mediterranean Sea). (2011). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21, 372–388.
- Gridley, T., Nastasi, A., Kriesell, H.J., Elwen, S.H. (20015). Bioacoustics: The International Journal of Animal Sound and its Recording. *The International Journal of Animal Sound and its Recording*, DOI: [10.1080/09524622.2015.1014851](https://doi.org/10.1080/09524622.2015.1014851)

- Hatch, L.T., Clark, C.W., Van Parijs, S.M., Frankel, A.S., Ponirakis, D.W. (2012). Quantifying Loss of Acoustic Communication Space for Right Whales in and around a U.S. National Marine Sanctuary. *Conservation Biology*, 26(6), 983–994. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2012.01908.x
- Heise, K.A., Barrett-Lennard, L.G., Chapman, N.R., Dakin, D.T., Erbe, C., Hannay, D.E., Merchant, N.D., Pilkington, J.S., Thornton, S.J., Tollit, D.J., Vagle, S., Veirs, V.R., Vergara, V., Wood, J.D., Wright, B.M., Yurk, H. (2017). Proposed Metrics for the Management of Underwater Noise for Southern Resident Killer Whales. *Coastal Ocean Report Series* (2), Ocean Wise, Vancouver. DOI: 10.25317/CORI20172
- Hester, K.C., Peltzer, E.T., Kirkwood, W.J., Brewer, P.G. (2008). Unanticipated consequences of ocean acidification: A noisier ocean at lower pH. *Geophysical Research Letters*, 35, 19601. doi:10.1029/2008GL034913
- Hildebrand, J.A. (2009). Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 395, 5–20. doi: 10.3354/meps08353
- IMO. (2014). *Guidelines for the Reduction of Underwater Noise from Commercial Shipping to Address Adverse Impacts on Marine Life*. International Maritime Organisation, London, UK IMO MEPC.1/Circ.833. Acceso en 20/8/2022. <https://cetsound.noaa.gov/Assets/cetsound/documents/MEPC.1-Circ%20883%20Noise%20Guidelines%20April%202014.pdf>
- ISO. (2018). *International Standard. Risk Management – Guidelines*. Second Edition 2018- 02, International Standards Organization, Geneva.
- Janik VM. (2009). Acoustic communication in delphinids. *Advances in the Study of Behaviour*, 40, 123–157. [https://doi.org/10.1016/S0065-3454\(09\)40004-4](https://doi.org/10.1016/S0065-3454(09)40004-4)
- Jensen, F.H., Bejder, L., Wahlberg, M., Aguilar Soto, N., Johnson, M., Madsen, P.T. (2009). Vessel Noise Effects on Delphinid Communication. *Marine Ecology Progress Series*, 395, 161-175. doi: 10.3354/meps08204
- JNCC, (2017). *JNCC Guidelines for Minimising the Risk of Injury to Marine Mammals From Geophysical Surveys*. <https://data.jncc.gov.uk/data/e2a46de5-43d4-43f0-b296-c62134397ce4/jncc-guidelines-seismicsurvey-aug2017-web.pdf>
- Jepson, P.D., Arbelo, M., Deaville, R., Patterson, I.A., Castro, P., Baker, J.R., Degollada, E., Ross, H.M., Herráez, P., Pocknell, A.M., Rodríguez, F., Howie, F.E., Espinosa, A., Reid, J.R., Jaber, J. R., Martin, V., Cunningham, A.A., Fernández, A. (2003). Gas-bubble lesions in stranded cetaceans. *Nature*, 425, 575– 576.
- Labach, H., Azzinari, C., Barbier, M., Cesarini, C., Daniel, B., David, L., Dhermain, F., Di-Méglio, N., Guichard, B., Jourdan, J., Lauret, V., Robert, N., Roul, M., Tomasi, N., Gimenez, O. (2021). Distribution and abundance of common bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) over the French Mediterranean continental shelf. *Marine Mammal Science*, 1–11. DOI: 10.1111/mms.12874
- Lammers, M.O., Au, W.W.L., Herzing, D.L. (2003). The broadband social acoustic signaling behavior of spinner and spotted dolphins. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 114, 1629–1639. <https://doi.org/10.1121/1.1596173>

- Lewandowski, J., Staaterman, E. (2020). International management of underwater noise: Transforming conflict into effective action. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 147(5). DOI:[10.1121/10.0001173](https://doi.org/10.1121/10.0001173)
- Lombard, É. (1911). Le signe de l'élévation de la voix. *Ann.Mal. L'Oreille Larynx XXXVII* (2), 101–109.
- Mackenzie, K.V. (1981). Nine-term equation for sound speed in the oceans. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 70(3), 807-812. <https://doi.org/10.1121/1.386920>
- May-Collado, L.J., Wartzok, D.A. (2008). Comparison of bottlenose dolphin whistles in the Atlantic Ocean: factors promoting whistle variation. *Journal of Mammalogy*, 89(5), 1229–1240. <https://doi.org/10.1644/07-MAMM-A-310.1>
- McKenna, M.F., Wiggins, S.M., Hildebrand, J.A. (2013). Relationship between container ship underwater noise levels and ship design, operational and oceanographic conditions. *Scientific Reports*, 3, 1760. <https://www.nature.com/articles/srep01760>
- Merchant, N.D. (2019). Underwater noise abatement: Economic factors and policy options. *Environmental Science and Policy*, 92, 116–123. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.11.014>
- Merchant, N.D., Faulkner, R.C., Martinez, R. (2017). Marine Noise Budgets in Practice. *Conservation Letters*, 11(3), 1–8. doi: 10.1111/conl.12420
- Middel, H., Verones, F. (2017). Masking Marine Noise Pollution Impacts Heard: The Case of Cetaceans in the North Sea within Life Cycle Impact Assessment. *MDPI Sustainability*, 9, 1138. doi:10.3390/su9071138
- Nowacek, D.P., Johnson, M.P., Tyack, P.L. (2004). North Atlantic right whales (*Eubalaena glacialis*) ignore ships but respond to alerting stimuli. *Proceedings of the Royal Society*, 271, 227 – 231. DOI 10.1098/rspb.2003.2570
- Pellegrini, A.Y., Romeu, B., Ingram, S.N., Daura-Jorge, F.G. (2021). Boat disturbance affects the acoustic behaviour of dolphins engaged in a rare foraging cooperation with fishers. *Animal Conservation*, 24, 613–625. doi:10.1111/acv.12667
- Pine, M.K., Hannay, D.E., Insley, S.J., Halliday, W.D., Juanes, F. (2018). Assessing vessel slowdown for reducing auditory masking for marine mammals and fish of the western Canadian Arctic. *Marine Pollution Bulletin*, 135, 290-302. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.07.031>
- Pine, M.K., Wilson, L., Jeffs, A.G., McWhinnie, L., Juanes, F., Scuderi, A., Radford, C.A. (2021). A Gulf in lockdown: How an enforced ban on recreational vessels increased dolphin and fish communication ranges. *Global Change Biology*, 27, 4839–4848. DOI: 10.1111/gcb.15798
- Popov, V.V., Supin, A. Y., Pletenko, M.G., Tarakanov, M.B, Klishin, V.O., Bulgakova, T.N., Rosanova, E.I. (2007). Audiogram Variability in Normal Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*). *Aquatic Mammals*, 33(1), 24-33. DOI 10.1578/AM.33.1.2007.24
- Porter, M.B., Liu, Y.C. (1994). Finite-element ray tracing. *Theoretical and computational acoustics*, 2, 947-956. <https://hlsresearch.com/personnel/porter/papers/ICTCP%20ray%20paper.pdf>
- Potter, J.R. (2004). A possible mechanism for acoustic triggering of decompression sickness symptoms in deep-diving marine mammals. *IEEE International Symposium on Underwater Technology*, 19-23.

- Quick, N.J., Janik, V.M. (2008). Whistle rates of wild bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*): influences of group size and behavior. *Journal of Comparative Psychology*, 122(3), 305–311. <https://doi.org/10.1037/0735-7036.122.3.305>
- REMPEC, (2002). *Protecting the Mediterranean against maritime accidents and illegal discharges from ships*. Malta, 136p. Acceso en: 15/08/2022.
- Rolland, R.M., Parks, S.E., Hunt, K.E., Castellote, M., Corkeron, P.J., Nowacek, D.P., Wasser, S.K., Kraus, S.D. (2012). Evidence that ship noise increases stress in right whales. *Proceedings of the Royal Society B*, 2792363–2368. <https://doi.org/10.1098/rspb.2011.2429>
- Ross, D. (2005). Ship Sources of Ambient Noise. *IEEE Journal of Oceanic Engineering*, 30(2). DOI: 10.1109/JOE.2005.850879
- Sayigh, L.S., Esch, H.C., Wells, R.S., Janik, V.M. (2007). Facts about signature whistles of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*. *Animal Behaviour*, 74, 1631-1642. doi:10.1016/j.anbehav.2007.02.018
- Simard, P., Lace, N., Gowans, S., Quintana-Rizzo, E., Kuczaj, S.A., Wells, R.S., Mann, D.A. (2011). Low frequency narrow-band calls in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*): Signal properties, function, and conservation implications. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 130, 3068. <https://doi.org/10.1121/1.3641442>
- Schultz, K.W., Corkeron, P.J. (1994). Interspecific differences in whistles produced by inshore dolphins in Moreton Bay, Queensland, Australia. *Canadian Journal of Zoology*, 72(6), 1061–1068. <https://doi.org/10.1139/z94-143>
- Slabbekoorn, H., Bouton, N., van Opzeeland, I., Coers, A., ten Cate, C., Popper, A.N. (2010). A noisy spring: The impact of globally rising underwater sound levels on fish. *Trends in Ecology and Evolution*, 25, 419–427. doi:10.1016/j.tree.2010.04.005
- Tanzer, J., Phua, C., Jeffries, B., Lawrence, A., Gonzales, A., Gamblin, P., Roxburgh, T. (2015). *Living Blue Planet Report Species, Habitats and Human Well-Being*. WWF International: Gland, Switzerland. Acceso en: 15/06/2022. [https://assets.wwf.org.uk/downloads/living\\_blue\\_planet\\_report\\_2015.pdf](https://assets.wwf.org.uk/downloads/living_blue_planet_report_2015.pdf)
- UNEP-MAP-RAC/SPA. (2013). *Important areas for the conservation of cetaceans in the Gulf of Lions shelf and slope area: synthesis of existing data on cetaceans and threats*. David, L., Di-Méglio, N. Ed. RAC/SPA, Tunis. 37pp. Acceso en: 24/08/2022. [https://www.rac-spa.org/sites/default/files/doc\\_open\\_seas/cetacean\\_rep\\_gulf\\_lions.pdf](https://www.rac-spa.org/sites/default/files/doc_open_seas/cetacean_rep_gulf_lions.pdf)
- Van Ginkel, C., Becker, D.M., Gowans, S., Simard, P. (2017). Whistling in a noisy ocean: bottlenose dolphins adjust whistle frequencies in response to real-time ambient noise levels. *Bioacoustics*. <http://dx.doi.org/10.1080/09524622.2017.1359670>
- Wittekind, D., & Schuster, M. (2016). Propeller cavitation noise and background noise in the sea. *Ocean Engineering*, 120, 116–121. <http://dx.doi.org/10.1016/j.oceaneng.2015.12.060>
- Zaitseva, K.A., Akopian, A.I., Morozov, V.P. (1975). Noise resistance of the dolphin auditory analyzer as a function of noise direction. *Biofizika*, 20(3), 519–52. PMID: 1138964