



Evaluación de los Posibles Impactos del Desarrollo de la Energía Eólica Marina en Cetáceos: Un Análisis Específico para las Poblaciones en Canarias

Proyecto InterWind. Parte I.

2023





Evaluación de los Posibles Impactos del Desarrollo de la Energía Eólica Marina en Cetáceos: Un Análisis Específico para las Poblaciones en Canarias

Informe realizado por Asociación GIC – Universidad de la Laguna

Autoras:

Alicia Rodríguez-Juncá

Olivia Marín Delgado

Marta García Doce

Natacha Aguilar de Soto

Proyecto InterWind 2023

Proyecto financiado por Grupo de Acción Costera de Tenerife.

Cita sugerida:

Rodríguez-Juncá, A., Marín Delgado, O., García Doce, M. y Aguilar de Soto, N. (2023). Evaluación de los Posibles Impactos del Desarrollo de la Energía Eólica Marina en Cetáceos: Un Análisis Específico para las Poblaciones en Canarias. Informe para Grupo de Acción Costera de Tenerife. Tenerife, España.



Contenido

Resumen.....	3
1. Resumen ejecutivo.....	3
2. Escenario de la energía eólica marina.....	6
3. Cetáceos de Canarias.....	9
4. Impactos potenciales de la eólica marina sobre los cetáceos.....	10
2.1 Ruido submarino.....	11
2.1.1 Contexto.....	11
Características del sonido.....	11
Audición en cetáceos.....	12
Impactos del sonido en cetáceos.....	13
Sonido en la eólica marina.....	14
Escenario acústico en Canarias.....	16
2.1.2 Fase: Investigación previa.....	16
Sónar.....	16
Estudios sísmicos.....	17
2.1.3 Fase: Construcción.....	18
Clavado de pilotes (pile driving).....	19
Dragado (dredging).....	20
Perforaciones (drilling).....	20
2.1.4 Fase: Operación y mantenimiento.....	21
2.1.5 Fase de desmantelamiento.....	22
Explosivos.....	22
Corte por chorro de agua (water jet-cutting).....	22
2.2 Enmallamiento.....	22
2.3 Presencia física de turbinas.....	29
2.4 Contaminación.....	30
2.5 Tráfico marítimo.....	31
2.6 Magnetismo.....	31
2.7 Temperatura.....	32
2.8 Efectos en presas.....	33
Ruido submarino.....	33
Presencia física de turbinas.....	35
Integridad del hábitat.....	36
Magnetismo.....	37
Temperatura.....	37
2.9 Efectos positivos sobre los cetáceos.....	37
5. Referencias.....	39
6. Anexos.....	44
Anexo 1. Especies de cetáceos presentes en Canarias, sus características y niveles de protección.....	44
Anexo 2. Proyectos de eólica marina propuestos en Canarias.....	46

Resumen

El desarrollo de la energía eólica marina en las Islas Canarias, una de las regiones con mayor diversidad de cetáceos a nivel europeo, plantea desafíos en términos de sus posibles impactos sobre este grupo de animales. Los cetáceos, especies protegidas a nivel nacional e internacional, ofrecen servicios ecosistémicos indispensables y proveen una fuente de ingresos de importancia para Canarias. A pesar de la rápida expansión que se prevé para la industria eólica marina, existe una gran insuficiencia en la evaluación de sus impactos o beneficios ambientales. El objetivo de este informe es recopilar la información existente sobre los posibles impactos del desarrollo de la eólica marina sobre las poblaciones de cetáceos en Canarias. La información disponible es limitada, con especial carencias de estudios empíricos, y está basada en contextos oceanográficos y faunísticos diferentes a los que encontramos en el ecosistema marino canario. De especial relevancia es la falta de información con respecto a la eólica marina flotante, principal modalidad planteada en Canarias. Además, existe una carencia de estudios biológicos y ecológicos de las comunidades de cetáceos en las zonas propuestas para su desarrollo. A ello se suma la ausencia de regulación que marque las directrices del desarrollo sostenible de esta industria. Los impactos potenciales en los cetáceos incluyen la contaminación acústica y química, el enmallamiento, el desplazamiento de áreas de importancia, las colisiones y los cambios de parámetro oceanográficos (incluyendo corrientes, temperatura y magnetismo). Se han planteado posibles beneficios asociados a los parques eólicos marinos, con un diseño y gestión adecuados, como la reducción del tráfico marítimo, el efecto de agregación de peces y el efecto de “reserva marina”. Es necesario contrastar científicamente el equilibrio de los posibles efectos positivos y negativos. La fase actual de desarrollo de la eólica marina en Canarias ofrece la oportunidad de llevar a cabo los estudios de base necesarios para garantizar una planificación inteligente. Por lo tanto, se recomienda la realización de estudios específicos adaptados al contexto oceanográfico y biológico de Canarias, así como a la tecnología propuesta, con el fin de evaluar los diversos impactos potenciales sobre los cetáceos, tanto a nivel individual como poblacional, y a corto y largo plazo, considerando posibles efectos acumulativos con otras actividades humanas. Estos estudios proporcionarán información indispensable para la toma de decisiones dirigida a la planificación estratégica territorial sostenible para los espacios marinos de Canarias.

1. Resumen ejecutivo

La industria de energía eólica marina avanza a un ritmo acelerado, con una evaluación insuficiente de sus impactos sobre el ecosistema marino. Recientemente, un informe del Tribunal de Cuentas Europeo (2023) reconoce la falta de datos empíricos y la disponibilidad limitada de conocimiento enfocado a especies y entornos septentrionales. Esta situación genera incertidumbre sobre la sostenibilidad de los objetivos europeos para el desarrollo de la eólica marina a gran escala. Es importante destacar que las especies de cetáceos no solo están protegidas a distintos niveles, sino que también ofrecen servicios ecosistémicos indispensables y presentan una fuente de ingresos de importancia para Canarias. Para asegurar un desarrollo sostenible es necesario demostrar de manera satisfactoria que el riesgo de impactos negativos no compromete los objetivos de conservación de las especies protegidas.

El desarrollo de la energía eólica marina presenta diversas incógnitas, pero existe un riesgo potencial de producir impactos negativos sobre los cetáceos y sus presas. Estos impactos abarcan la contaminación acústica, enmallamientos primarios o secundarios, degradación del hábitat, desplazamiento de zonas de importancia, contaminación por químicos y colisiones, entre otros.

La magnitud y gravedad de estos impactos pueden variar, con posibles consecuencias tanto a nivel de poblaciones como de individuos. Ambos niveles son relevantes, ya que la legislación europea brinda protección a nivel individual de los animales, mientras que el mantenimiento de poblaciones saludables es esencial para cumplir con los requisitos del Estado de Conservación Favorable según la Directiva Hábitats. Por otro lado, se han propuesto posibles beneficios derivados de la construcción de parques de eólica marina, como la reducción de la presión del tráfico marítimo y la creación de hábitats atractivos para las presas de los cetáceos. Sin embargo, este último debe ser tomado con precaución, ya que existen también contrapartidas, como es el caso del favorecimiento del asentamiento de especies invasoras.

Lamentablemente, el conocimiento que se tiene sobre estos impactos es limitado o incompleto, lo que dificulta la toma de decisiones. Esta falta de conocimiento puede atribuirse en parte a la complejidad técnica y la ausencia de previsión. Los estudios realizados para evaluar los diferentes impactos aportan resultados dispares. Por otro lado, en algunos casos carecen de datos de referencia previos a la modificación antropogénica para llevar a cabo comparaciones adecuadas. En muchas ocasiones, estos estudios están basados en modelos matemáticos, con una destacable falta de estudios empíricos que verifiquen los resultados. Adicionalmente, los efectos a largo plazo han sido poco explorados.

Los estudios existentes se han centrado en áreas y especies con características diferentes a las que encontramos en Canarias. La mayoría de los estudios han sido realizados en el Mar del Norte, donde las profundidades son significativamente menores que las que se encuentran en las aguas canarias. Además, estos estudios han estado principalmente enfocados en la marsopa común (*P. phocoena*), una especie no característica de Canarias. Como aspecto a destacar, el desarrollo propuesto en Canarias viene encabezado por la tecnología eólica flotante. Sin embargo, existen muy pocos estudios que exploren los posibles impactos generados por este modelo de energía eólica. Existen pocos ejemplos de parques de eólica flotante operativos en el mundo, y estos no llevan funcionando el tiempo suficiente para evaluar los efectos a largo plazo. Aunque la energía eólica marina flotante presenta oportunidades para reducir impactos negativos en comparación con la energía eólica fija, como la reducción del ruido durante la fase de construcción, podrían surgir otros impactos, como el enmallamiento primario y secundario. Este informe destaca la urgente necesidad de llevar a cabo estudios específicos adaptados a las condiciones fisiográficas y oceanográficas y las especies presentes en Canarias, con un enfoque principal en la tecnología de energía eólica flotante.

Una evaluación de los impactos apropiada debe ir de la mano de una comprensión del contexto de distribución espacio temporal, biológico y ecológico de las especies de cetáceos presentes en la zona. Esto implica conocer la diversidad de especies, su distribución espaciotemporal, el uso del hábitat y sus patrones de comportamiento, como la alimentación, reproducción y migración. Es necesario establecer estudios de línea base robustos en situaciones de control para definir áreas y temporadas de sensibilidad. Por otro lado, es fundamental tener en cuenta dos aspectos: la habituación y los efectos acumulativos. Si bien es posible que se observen a priori efectos beneficiosos o comportamientos de habituación, es importante abordarlos con precaución, ya que esto no garantiza la ausencia de daños o impactos en los animales. Ello resalta la importancia de los monitoreos a largo plazo. La valoración de los efectos negativos debe tener en cuenta las características de los estudios sobre los que están basados, especialmente el número de aerogeneradores y su tamaño, ya que un aumento de estos dos factores podría hacer escalar los efectos negativos observados. Además, es de especial relevancia, como ha señalado el Tribunal de Cuentas Europeo (2023), evaluar la posibilidad de incurrir en efectos acumulativos relacionados tanto con un aumento en el número de aerogeneradores y parques eólicos, como con otras presiones antropogénicas existentes en la zona. Estos factores deben analizarse en

conjunto para determinar la capacidad de carga que las poblaciones de cetáceos en la zona pueden soportar. Cabe mencionar que las estimaciones de cetáceos afectados por diversos impactos, como el ruido y las colisiones, podrían ser subestimadas, ya que no todos los cuerpos de los animales fallecidos son encontrados por su tendencia a hundirse. Por lo tanto, es importante considerar esta limitación al evaluar el alcance real de los impactos en la población de cetáceos.

La falta de especificidad y detalle en los documentos iniciales de los proyectos de eólica marina es una problemática frecuente que dificulta la evaluación del impacto y viabilidad ambiental de los proyectos. Si bien las empresas promotoras tienen la responsabilidad de evaluar los impactos ambientales y proponer medidas de mitigación, así como incluir en sus presupuestos planes de desmantelamiento, la falta de información y la novedad de la tecnología a menudo resultan en Evaluaciones de Impacto Ambiental (EIA) que se centran en modelos teóricos, estudios que no se adaptan al contexto canario o resultados basados en infraestructuras a pequeña escala. Este enfoque limitado presenta una imagen incompleta de los impactos. A menudo se asume incorrectamente que no hay presencia de animales en la zona sin llevar a cabo monitoreos adecuados. Es recomendable realizar monitoreos de presencia de cetáceos desde estaciones vigía en tierra para realizar evaluaciones correctas de la presencia de los animales y tomar medidas mitigatorias de forma eficiente. La fase de desarrollo de la eólica marina en Canarias presenta la oportunidad de recopilar la información de base necesarias para realizar estudios comparativos antes y después de la construcción. Esto garantizará una planificación inteligente y podría servir como un modelo de desarrollo sostenible para otras regiones del mundo. Para llevar a cabo estos estudios de manera efectiva, es esencial que comiencen en un período suficientemente anterior al inicio de las actividades, que abarquen todas las fases de vida de la infraestructura, que cubran un área más amplia que la zona de construcción y que tenga en cuenta los efectos acumulativos.

Varias medidas de mitigación han sido propuestas. Entre las más populares se lista el uso de cortinas de burbujas mitigadoras del ruido en la fase de clavado de pilotes, separaciones espaciotemporales de especies sensibles, planificación del desarrollo en zonas de bajo impacto o adaptaciones de las infraestructuras. Para ello, primero debemos obtener una mejor comprensión de la biología y ecología de las especies y los potenciales impactos, y basar la planificación en estudios completos y actualizados. Nuevamente, los sistemas de mitigación y monitoreo también deben adaptarse a las características específicas del entorno local y del proyecto propuesto. El monitoreo previo y durante todo el ciclo de vida resultan indispensables. Adicionalmente, es de destacar la falta de regulación apropiada frente a los planes de desarrollo a gran escala que se proponen. Un ejemplo de esto es la ausencia de legislación nacional que limite la presión del ruido submarino, a pesar de los numerosos estudios que demuestran su impacto en la biodiversidad marina. En este sentido, es fundamental establecer directrices claras y estándares basados en evidencia científica, que garanticen un desarrollo sostenible y minimicen los impactos ambientales.

Por último, la industria de la eólica marina parece estar cambiando el rumbo hacia el uso de aguas más profundas, pero nuestro desconocimiento de los posibles impactos en estos ecosistemas es mayor. Las aguas profundas son de especial importancia para Canarias, con una gran diversidad de cetáceos de buceo profundo. Se recomienda la realización de estudios específicos adaptados al contexto oceanográfico y biológico de Canarias, así como a la tecnología propuesta, para evaluar los distintos impactos potenciales en cetáceos, tanto a corto como a largo plazo, y considerando los efectos a nivel individual y poblacional previos al desarrollo de la industria.

2. Escenario de la energía eólica marina

La energía eólica marina se ha convertido en una pieza clave en la lucha contra el cambio climático. Tanto a nivel europeo como nacional, se han establecido objetivos ambiciosos para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero y avanzar hacia un futuro más limpio y resiliente. La energía eólica marina se ha planteado como esencial para alcanzar estos objetivos (Guduru & Narula, 2022; Soukissian et al., 2023). Sin embargo, existen opiniones científicas que proponen que la ocupación de espacio natural debe reducirse, y priorizar las líneas de reducción de consumo y de densificación de la producción energética en territorios ya antropizados (Turkovska et al., 2021).

La Ley Europea del Clima, 2021 (2021/1119/UE) reconoce el papel clave de las energías renovables en la transición energética y, junto con el Marco Europeo 2030 de Energía y Clima (Comisión Europea, 2020), establecen un objetivo vinculante para la Unión en 2030 de reducción de las emisiones netas de gases de efecto invernadero (GEI) en, al menos, un 55 % con respecto a los niveles de 1990 y aumentar todas las energías renovables al 32% (Comisión Europea, 2019, 2020; 2021/1119/UE). En concreto para la eólica marina, la Estrategia de la UE sobre Energía Renovable Marina (ERM) fijó el objetivo de 61 GW de capacidad instalada para 2030 (capacidad actual de 16 GW) y 340 GW para 2050. La Estrategia afirma que la consecución de los objetivos de 2030 requerirá un 3% del espacio marítimo europeo, pero obvia la posibilidad de que el impacto del despliegue de estas infraestructuras pueda abarcar una escala mayor (Tribunal de Cuentas Europeo, 2023).

En esta línea, España ha adoptado el Plan Nacional Integrado de Energía y Clima 2021-2030 (PNIEC), que busca reducir un 23% las emisiones de GEI, lograr un 42% de energías renovables en el consumo energético final y mejorar la eficiencia energética en un 39.5%. Este plan propone un ambicioso objetivo de generar entre un 90% y un 100% de electricidad a partir de fuentes renovables para 2050. En particular, el PNIEC estipula una potencia total instalada en el sector eléctrico de unos 120 GW de energías renovables para 2030, de los cuales 50 GW provendrán de energía eólica (MITECO, 2020). Dentro de esta estrategia, la energía eólica marina cobra importancia, reflejado en el diseño de una Hoja de Ruta que garantice el desarrollo ordenado de la energía eólica marina en España. Para el año 2030 se prevé una capacidad operativa de hasta 3 GW de energía eólica marina en el ámbito nacional (MITECO, 2022).

Este enfoque se replica en el ámbito regional canario de forma más ambiciosa, donde el Plan de Transición Energética de Canarias (PTECan) busca la descarbonización para 2040 en lugar de 2050. Con un énfasis en las energías renovables, se quiere alcanzar 150 MW de potencia para 2030 (Gobierno de Canarias, 2022).

Estos objetivos de alcance europeo, nacional y regional resaltan la importancia otorgada a las energías renovables, entre ellas la eólica marina, para la construcción de una economía sostenible y climáticamente neutra (Comisión Europea, 2019; MITECO, 2022).

Dentro de la planificación nacional, los Planes de Ordenación del Espacio Marítimo (POEM) juegan un papel fundamental. Los POEM son herramientas de planificación que buscan una gestión sostenible y coordinada de las actividades humanas en el espacio marino, incluyendo la energía eólica marina. Estos planes definen zonas y áreas adecuadas para la instalación de parques eólicos marinos, considerando aspectos ambientales, económicos y sociales. Con ello, se

pretende dar respuesta a la creciente demanda de energía renovable con el uso del potencial del entorno marino para la generación de este tipo de energía (MITECO, 2023).

A medida que se intensifican los esfuerzos por abordar el cambio climático, proyectos internacionales y regionales de energía renovable emergen, cada uno con su singularidad y enfoque para aprovechar este recurso. Los proyectos se diversifican en cuanto a sus tecnologías, incluyendo turbinas fijas y flotantes. Las turbinas fijas fueron las primeras en ser empleadas y han experimentado un mayor nivel de desarrollo, con una alta presencia en el mar del Norte. En contraste, las turbinas flotantes son una tecnología más reciente, con un número creciente de proyectos (González & Diaz-Casas, 2016; Stelzenmüller et al., 2020; Velázquez-Medina & Santana-Sarmiento, 2023; WindEurope, 2020, 2023). Actualmente, a nivel europeo se contabilizan al menos 9 parques eólicos flotantes activos y 3 en construcción (tabla 1) (WindEurope, 2023).

Tabla 1. Resumen de proyectos en activo de energía eólica marina flotante en Europa. Actualizado en septiembre de 2023 (WindEurope, 2023).

Proyecto	Estado	País	Año	Nº turbinas	Capacidad (MW)	Prof. (m)	Dist. costa (Km)	Extensión (Km2)
TetraSpar Demo	Prototipo	Noruega	2021	1	3.6	200	10	-
Hywind Demonstrator	Prototipo	Noruega	2009	1	2.3	220	12	-
SeaTwirl S1	Prototipo	Suecia	2015	1	0.3	35	-	-
Floatgen (SEM-REV)	Prototipo	Francia	2018	1	2	33	22	-
DemoSHAT	Prototipo	España	2022	1	2	85	3	-
Hywind Scotland	Activo	Escocia	2017	5	30	95-120	25	4
Kincardine	Activo	Escocia	2021	5	48	60-80	15	17
Windfloat Atlantic	Activo	Portugal	2020	3	25	100	18	11
Hywind Tampen	Activo	Noruega	2023	11	88	260-300	140	-
Provence Grand Large	Construcción	Francia	2023	3	25	100	17	-
EFGL	Construcción	Francia	2024	3	30	70	16	2.9
EolMed	Construcción	Francia	2025	3	30	-	-	-

De todos ellos, el proyecto Hywind, en Escocia, con 5 aerogeneradores y una capacidad operativa de 30 MW, fue el primer parque comercial de eólica marina del mundo, operativo desde 2017, seguido del proyecto Windfloat Atlantic en Portugal, con 3 turbinas flotantes, operativo desde el año 2020 (WindEurope, 2023)

Además de las consideraciones tecnológicas, varios factores deben ser tenidos en cuenta a la hora de desarrollar un proyecto de eólica marina. Por un lado, la intensidad del recurso eólico es clave para maximizar la generación de energía, con velocidades de viento medias anuales superiores a 7.5 m/s para una producción óptima. Adicionalmente, la profundidad del fondo marino puede ser limitante, determinando la viabilidad técnica y económica (Karipoğlu et al., 2021; Madariaga et al., 2012; Szurek et al., 2014).

Las Islas Canarias se caracterizan por tener una plataforma insular escasa y alcanzar grandes profundidades muy cerca de la costa. Estas características singulares de la región exigen la adaptación de las tecnologías a un entorno diferente al que encontramos en regiones como el Mar del Norte, donde la mayoría de los estudios se han centrado en áreas geográficamente más extensas y ambientalmente homogéneas (Abramic et al., 2021; Díaz & Soares, 2021; González & Diaz-Casas, 2016; Jongbloed et al., 2014). Las áreas designadas en el POEM con alto potencial para el desarrollo de la eólica marina en Canarias se ubican en aguas de distintas profundidades (entre 50-1500m) cercanas a la costa (entre 2-5 km) (MITECO, 2023). Se ha propuesto que esto presenta nuevas oportunidades para el emplazamiento de parques eólicos en áreas que permiten una optimización del recurso disponible debido a la mayor potencia y estabilidad de los vientos en aguas abiertas (Esteban et al., 2011; Velázquez-Medina & Santana-Sarmiento,

2023). Sin embargo, también presenta nuevos retos no despreciables relacionados con la complejidad del anclaje de los molinos en fondos profundos.



Figura 1. Zonas de alto potencial para el desarrollo de la energía eólica marina en Canarias. Fuente: Geoportal Mapama.

No obstante, el desarrollo de nuevas tecnologías en entornos ambientales nuevos también conlleva la incertidumbre respecto a la compatibilidad técnica, sociológica y medioambiental de los proyectos. En septiembre de 2023, el Tribunal de Cuentas Europeo publicó un informe sobre la Energía Renovable Marina (ERM) en el que reconocía el potencial impacto que podrían tener los planes de desarrollo de eólica marina sobre la vida marina y la falta de información que existe al respecto. También reconoció el fallo de la Comisión Europea en la estima del impacto medioambiental que podría resultar de la ampliación de la ERM. En especial, resaltó la importancia de analizar los efectos acumulativos en el medio marino, siendo este un requisito de la Directiva Europea Marco de Estrategias Marinas. En el proceso de adoptar ERM, es de vital importancia valorar las posibles afecciones que puedan surgir en el entorno marino. La coexistencia entre la transición hacia fuentes de energía más limpias y la preservación del entorno marino se convierte en un desafío complejo. Este desafío demanda una atención exhaustiva y la adopción de enfoques holísticos, que consideren tanto los beneficios derivados del aprovechamiento de los recursos oceánicos como la protección de los ecosistemas marinos y la biodiversidad (Lloret et al., 2023; Perry & Heyman, 2020).

En España, se propone la instalación de parques eólicos marinos en diversas regiones costeras, incluyendo Canarias, Galicia, Cataluña y Andalucía. En total, se han propuesto aproximadamente 48 proyectos de energía eólica marina ante el Ministerio para la Transición Ecológica (MITECO, 2023). Solo en Canarias se han presentado al menos 27 propuestas de proyectos de parques eólicos marinos por empresas promotoras (Anexo 3). Los planes de desarrollo de eólica marina se están enfocando principalmente en las turbinas flotantes. Existen propuestas de eólica fija, como es el caso del Parque Eólico de Granadilla, planteado en las aguas que rodean al puerto, gestionadas por Puertos del Estado. Aquí se propone un parque de 5 turbinas con capacidad total de 50 MW, ubicadas a unos 200 m de la costa y a menos de 3 km del pueblo pesquero de Tajao (Esteyco, 2021). En este contexto, es importante resaltar que el conocimiento existente sobre el potencial impacto de la eólica marina flotante sobre la fauna marina es limitado, principalmente debido a la falta de proyectos en activo durante un periodo de tiempo suficiente para poder evaluar los impactos generados.

En un momento en que las Islas Canarias experimentan un aumento en el interés por la energía eólica marina, es esencial llevar a cabo evaluaciones de impacto ambiental y estudios detallados para anticipar posibles consecuencias no deseadas y diseñar estrategias efectivas de mitigación,

enfocadas en la preservación de los entornos marinos donde se plantea la industria eólica (Abramic et al., 2021; Herrera et al., 2020, 2021).

3. Cetáceos de Canarias

Las Islas Canarias cuentan con una rica biodiversidad marina, especialmente por su comunidad de cetáceos, siendo uno de los lugares con mayor número de especies de cetáceos en Europa. Los cetáceos son mamíferos adaptados a la vida marina. Se dividen en dos subgrupos: los misticetos o ballenas barbadas (por ejemplo, el rorcual tropical, *Balaenoptera edeni*) y los odontocetos o ballenas dentadas (por ejemplo, el delfín mular, *Tursiops truncatus*). Las diferentes especies ocupan una gran diversidad de nichos, incluyendo hábitats costeros y oceánicos, y distintas profundidades, con especies con mayor tendencia a encontrarse en aguas superficiales y especies de buceo profundo. Por otro lado, estos animales tienen ciclos de vida largos, con madurez sexual tardía, bajas tasas de fecundidad y esperanza de vida longeva (Weir & Pierce, 2013). Estas características hacen que sean vulnerables a los impactos derivados de las presiones antropogénicas, con potenciales consecuencias poblacionales (Chivers, 2009).

Es por ello, que todas las especies de cetáceos están protegidas por legislación nacional (Ley 41/2010; Ley 42/2007), europea (Directiva Hábitats) e internacional (Convenio de BONN, Convenio de BERNA) impidiendo su captura, lesiones, muerte y perturbación, y estableciendo la responsabilidad vinculante de proteger legalmente el hábitat de algunas especies. Adicionalmente, desde la Unión Europea se establecen un conjunto de compromisos y medidas con el objetivo de conservar la biodiversidad. La Directiva Marco para las Estrategias Marinas, la Directiva Hábitats, así como la legislación referente a las evaluaciones de impacto ambiental, fomentan la protección del medio marino y sus especies.

Las Islas Canarias cuentan con el privilegio de ser una de las regiones de Europa con mayor biodiversidad marina (Carrillo et al., 2010). Entre esta gran riqueza se han citado 30 especies de cetáceos (Gobierno de Canarias, 2023), componiendo uno de los puntos de mayor biodiversidad de este grupo en Europa. No es de extrañar, que el turismo de avistamiento de cetáceos compone una actividad económica de importancia en islas como Tenerife (O'Connor et al., 2009). Encontramos especies de cetáceos con poblaciones residentes, como el delfín mular (*Tursiops truncatus*), el calderón tropical (*Globicephala macrorhynchus*), el calderón gris (*Grampus griseus*), el cachalote (*Physeter macrocephalus*), zifio de Blainville (*Mesoplodon densirostris*) y zifio de Cuvier (*Ziphius cavirostris*). Otras especies son visitantes estacionales de las islas, como el delfín moteado (*Stenella frontalis*), el delfín listado (*Stenella coeruleoalba*), y el delfín común (*Delphinus delphis*), entre otras. Además, se han registrado movimientos de distintas especies de cetáceos tanto entre islas (Servidio, 2014), como entre archipiélagos (Alves et al., 2019; Ferreira et al., 2021), además de constituir una parada en los largos desplazamientos de especies migratorias.

Las Islas Canarias representan un área crucial para numerosas especies de cetáceos, que utilizan sus aguas para llevar a cabo actividades fundamentales como la alimentación, reproducción y cuidado de las crías. En particular, el archipiélago canario desempeña un papel significativo para las especies de cetáceos de buceo profundo, como el zifio de Cuvier, el zifio de Blainville, el cachalote y el calderón tropical, ya que alberga poblaciones residentes de estas especies. La presencia de aguas profundas en la región favorece la proximidad de cetáceos de buceo profundo a la costa, ofreciendo oportunidades únicas para su estudio y conservación. En el Anexo 1 se listan las especies de cetáceos citadas en Canarias con sus frecuencias de aparición en las islas, uso del archipiélago, profundidades de buceo, características acústicas, categorías de amenaza y niveles de protección.

4. Impactos potenciales de la eólica marina sobre los cetáceos

En el horizonte de desarrollo de la eólica marina en Canarias, se deben tener en cuenta los potenciales impactos asociados. El elevado número de proyectos de eólica de tipo flotante planteados en Canarias se contraponen al conocimiento limitado que tenemos acerca del impacto potencial de este tipo de tecnología en el mundo, y especialmente en el caso concreto del entorno de Canarias, además de la falta de conocimiento sobre aspectos básicos de las especies de cetáceos que ocupan las aguas propuestas, a nivel poblacional, distribución espaciotemporal y características ecológicas y biológicas. Pocos son los estudios realizados específicamente para Canarias evaluando el impacto potencial de la energía eólica en el medio marino. Abramic et al. (2022) realizaron un primer análisis espacial de los potenciales impactos del desarrollo de la eólica marina en Canarias, basados en revisiones bibliográficas, con un enfoque ecosistémico y multiespecífico. Entre las limitaciones existentes para una buena evaluación, exponen la falta de datos sobre la presencia de especies y parámetros biológicos de base en algunas zonas. Estimaron un riesgo puntual de perturbación sobre los cetáceos durante las etapas de construcción y desmantelamiento, pero no se evaluaron otros riesgos potenciales sobre los cetáceos atribuidos a esta industria, como es el enmallamiento. Por ello, es necesario profundizar en la comprensión de los potenciales impactos de forma específica sobre los cetáceos en Canarias. Es de especial importancia considerar posibles efectos acumulativos o sinérgicos con impactos ya existentes (Comisión Europea, 2020; Tougaard et al., 2020) y basarse en datos cuantitativos sobre la distribución espaciotemporal de las especies y otros parámetros base de su biología para poder comprender mejor los impactos producidos por el desarrollo de la industria (Abramic et al., 2022). En este informe, se recopila la información disponible acerca de los distintos impactos potenciales en los cetáceos.

Tabla 2. Resumen de los impactos potenciales principales de la eólica marina sobre los cetáceos y sus presas.

Fase	Impacto	Actividad	
Investigación previa	Ruido	- Sonar - Estudios sísmicos	
	Incremento riesgo colisiones	- Cambios en el tráfico marítimo	
Construcción	Ruido	- Clavado de pilotes - Dragado - Perforaciones	
	Alteración del hábitat	- Dragado - Perforaciones - Colocación de cables	
	Contaminación	- Cambios en el tráfico marítimo - Uso de maquinaria	
	Incremento riesgo colisiones	- Cambios en el tráfico marítimo	
	Operación y mantenimiento	Ruido	- Operación de los aerogeneradores - Derivado de la presencia física y estructuras asociadas
Operación y mantenimiento	Incremento riesgo enmallamiento	- Derivado de la presencia física y estructuras asociadas	
	Posible desplazamiento	- Derivado de la presencia física y estructuras asociadas	
	Cambios en condiciones oceanográficas (temperatura, electromagnetismo, corrientes, sedimentación)	- Derivado de la presencia física y estructuras asociadas	
	Incremento riesgo colisiones	- Cambios en el tráfico marítimo	
	Contaminación	- Uso de antifouling - Cambios en el tráfico marítimo - Uso de maquinaria	
	Desmantelamiento	Ruido	- Explosivos
		Destrucción del hábitat	- Explosivos - Dragado

	-	Aplanamiento
Incremento riesgo colisiones	-	Cambios en el tráfico marítimo
Contaminación	-	Cambios en el tráfico marítimo
	-	Uso de maquinaria
	-	Generación de residuos

2.1 Ruido submarino

2.1.1 Contexto

CARACTERÍSTICAS DEL SONIDO

El sonido se transmite aproximadamente 4,5 veces más rápido en el agua que en el aire (Raichel, 1998). La excelente transmisión del sonido en el medio acuático ha propiciado que muchos organismos marinos hayan desarrollado su sentido auditivo. Este es el caso de los cetáceos, con sistemas auditivos especializados de los que dependen para funciones vitales como alimentarse o comunicarse. Es por ello que actividades antropogénicas que incurran en un aumento del ruido en los océanos pueden perjudicar a diversos niveles a estas especies (Wright et al., 2007).

El sonido es una onda física mecánica con una serie de propiedades que lo caracterizan (Raichel, 1998). Una de estas propiedades es la frecuencia, que es el número de repeticiones de una onda dentro de un mismo sonido. La frecuencia de las ondas sonoras determina su tono (grave para frecuencias bajas o agudo para frecuencias altas) y se mide en hercios (Hz), una unidad que equivale a una onda (ciclo) por segundo. Los componentes graves de un sonido se propagan a mayor distancia que los agudos. Por otro lado, la intensidad se relaciona con la energía con la que se produce un sonido, representado por la amplitud de la señal. Un sonido de alta intensidad puede ser tanto agudo como grave, pero los componentes graves tendrán un alcance espacial mucho mayor que los agudos.

Los océanos presentan ambientes sonoros compuestos de dos grandes tipos de fuentes de sonido (Hildebrand, 2009): a) naturales, tales como el viento, las olas, la precipitación y el ruido asociado a la vida marina; y b) antropogénicas, tales como el tráfico marítimo, las explosiones, los sónares, las prospecciones sísmicas, el clavado de pilotes, etc. Los sonidos se convierten en ruido cuando perturban a la fauna marina o interfieren con las señales utilizadas por los animales para mediar sus funciones biológicas. El sonido usual en una zona se denomina “nivel sonoro de fondo” o “ruido de fondo”, y es una combinación de las fuentes más permanentes en dicho área. A este nivel de fondo se suma la ocurrencia de otras señales naturales o antrópicas más esporádicas.

El sonido ambiente en el mar puede clasificarse en tres grandes bandas de frecuencias: bajas (10- 500 Hz), medias (500 Hz- 25 kHz) y altas (>25 kHz), estando las frecuencias por debajo de 200 Hz dominadas por el ruido natural de las olas y el viento, así como antropogénico debido principalmente al tráfico marino y a las prospecciones sísmicas (Hildebrand, 2009). Los ruidos antropogénicos también se dan en frecuencias medias y altas, destacando los sónares de alta intensidad. Los componentes de baja frecuencia pueden propagarse a largas distancias (hasta cientos de kilómetros), mientras que las frecuencias más altas se atenúan en distancias más cortas. Los niveles de ruido de fondo están influenciados por las características físicas como la profundidad, el tipo de fondo o la pendiente.

El Nivel de Fuente (Source Level, SL) describe la amplitud o intensidad de la señal que se emite, expresado en dB re1 μ Pa @ 1 m (decibelios con referencia a 1 microPascal medidos a una distancia de un metro de la fuente) (Raichel, 1998). Para estimar el impacto espacial de un ruido antropogénico, es relevante considerar la distancia desde la fuente a la que el nivel de dicho

ruido cae por debajo del nivel de fondo. Esto se alcanzará a distintas distancias según: a) el nivel de emisión y el nivel de sonido de fondo; b) la frecuencia del ruido, dado que los agudos tienen mucha mayor pérdida por absorción que los componentes graves; c) las características del medio (aguas profundas o someras, fondo duro o de arena, pendiente...) influenciando la pérdida por transmisión, que generalmente varía entre $10 \log(r)$ en aguas poco profundas y $20 \log(r)$ en aguas profundas, siendo r la distancia en metros medida desde la fuente sonora. Esta pérdida por transmisión dicta el Nivel Recibido (Received Level, RL) en el lugar de medición, o por el organismo potencialmente afectado que se encuentre a esa distancia.

AUDICIÓN EN CETÁCEOS

El sistema auditivo de los cetáceos es una de las claves para su adaptación al medio acuático. Estos mamíferos marinos han desarrollado a lo largo del tiempo sistemas auditivos altamente especializados que les permiten comunicarse, navegar y localizar presas adaptándose a las condiciones del ecosistema acuático (Wursig & Perrin, 2006). Se diferencian los siguientes grandes tipos de señales acústicas o vocalizaciones:

- **Ecolocalización:** esta potente capacidad se aplica principalmente para detectar presas y se desarrolló independientemente en murciélagos en tierra y en cetáceos en el mar, porque ambos cazan en ambientes con luz escasa. La ecolocalización no ha sido demostrada en misticetos, pero sí es característica de los odontocetos. Este proceso se basa en la emisión de pulsos sonoros cortos llamados chasquitos (clicks). Los chasquidos son mayoritariamente ultrasónicos ($>20\text{kHz}$), aunque pueden tener componentes audibles para el ser humano. Son emitidos desde estructuras especializadas en la parte frontal de la cabeza de los cetáceos, como el melón en los delfines o el órgano espermaceti en cachalotes. Los chasquidos son emitidos a través de la frente del cetáceo y son reflejados por objetos o presas en el agua, siendo recibido el eco por el animal emisor. Esto le permite determinar la distancia, la forma y la textura de los objetos en su entorno. Cuando se acerca al objeto o presa, emite series de chasquidos muy rápidos llamadas zumbidos (buzz). La información recopilada a través de la ecolocalización es esencial para cazar y evitar obstáculos (Au, 1993).
- **Señales de comunicación:** pueden variar en complejidad desde simples silbidos y llamadas, hasta patrones más elaborados de canto. Los cetáceos utilizan una amplia gama de sonidos, que incluyen silbidos, clicks y trinos, para transmitir información sobre su identidad, estado emocional, ubicación, mediar el cortejo reproductor y posiblemente otros aspectos de su vida en grupo (Sayigh, 2013). Los delfines, en particular, son conocidos por sus silbidos distintivos, que a menudo se utilizan para reconocer individuos entre sí y mantener la cohesión dentro de los grupos (Janik & Slater, 1998).

Existen diferencias en el sentido auditivo de los misticetos y los odontocetos en términos de ecolocalización, rango de frecuencias auditivas y tipos de vocalizaciones (Wursig & Perrin, 2006).

- **Misticetos:** Los misticetos (o ballenas barbadas) emiten sonidos de frecuencias bajas o medias. Estas ballenas carecen de la capacidad de ecolocalización demostrada. En su lugar, se basan en patrones de migración y comportamientos de alimentación que no dependen del sondeo activo del entorno acústico. Esto es coherente con su dieta basada en la filtración de grandes acúmulos de pequeños peces pelágicos o plancton, destacando el krill. En cambio, utilizan la audición y vocalización con fines sociales y comunicativos, por ejemplo, los cánticos de machos de yubarta (*Megaptera novaeangliae*)

durante la época de reproducción (Herman, 2017). En mysticetos, estas llamadas pueden verse enmascaradas por el ruido de baja frecuencia que produce el tráfico marítimo, por lo que son especialmente sensibles a este tipo de impacto (Fournet et al., 2018; Parks et al., 2007; Romagosa et al., 2017).

- **Odontocetos:** Los odontocetos (o cetáceos dentados) localizan a sus presas gracias a la ecolocalización. Su sistema auditivo altamente desarrollado les permite detectar presas y navegar con precisión en su entorno acuático (Au, 1993), de especial interés en cetáceos de buceo profundo, dado que se alimentan a profundidades donde llega poca o nada de luz. En cuanto a la sensibilidad auditiva, los odontocetos son capaces de detectar una amplia gama de frecuencias, incluidas frecuencias altas de hasta 50 kHz (Brill et al., 2001). Emiten señales de comunicación principalmente en frecuencias medias, en forma de silbidos, llamadas, etc.

En el Anexo 1 se muestran los rangos de emisión de las especies citadas en Canarias. Estos rangos reflejan las frecuencias sonoras emitidas registradas que se han descrito hasta la fecha para las diferentes especies. La complejidad técnica y las implicaciones éticas que suponen los estudios con cetáceos, incluyendo la obtención de rangos de recepción acústica, explica la ausencia de este dato para la mayoría de las especies. Es importante destacar que, si bien los rangos de emisión pueden servir como indicadores de las frecuencias a las que las diferentes especies de cetáceos son sensibles, no deben considerarse como las únicas posibles. Es probable que las especies también perciban frecuencias fuera de su rango de emisión.

IMPACTOS DEL SONIDO EN CETÁCEOS

Durante las últimas décadas, ha aumentado considerablemente el nivel de ruido producido por el ser humano en los océanos (Simmonds et al., 2014). Esto ha generado una creciente conciencia sobre la importancia del sonido para los mamíferos marinos, debido a los potenciales impactos que el ruido puede tener sobre ellos.

Los efectos del ruido pueden variar: i) aparentemente nulos, ii) enmascaramiento de señales biológicas, iii) leves molestias, iv) modificaciones de comportamientos esenciales, como la alimentación o la reproducción, v) daños fisiológicos directos, como pérdida auditiva, desorientación, estrés crónico, lesiones, vi) o incluso la muerte (Aguilar Soto et al., 2006; André et al., 2011; Blair et al., 2016; Jensen et al., 2009; Morell et al., 2017; Weilgart, 2007). Tanto los eventos puntuales de ruidos fuertes, como la exposición prolongada al ruido pueden provocar diversas afecciones al animal, incluyendo impactos a nivel poblacional (Scheidat & Siebert, 2003).

El enmascaramiento implica la interferencia en la recepción de señales acústicas debido al ruido de fondo, afectando a la comunicación, alimentación y navegación (Weilgart, 2007). El desplazamiento temporal del umbral auditivo o “Temporary Threshold Shift” (TTS) produce cambios agudos en la percepción auditiva del animal que se recuperan con el tiempo (Ryan et al., 2016). Los valores de TTS han sido usados para definir zonas de seguridad alrededor de actividades antropogénicas de altos niveles de ruido submarino (Marine Mammal Safety Zones (MMSZ)) (Lucke et al., 2006a; Ryan et al., 2016). Por otro lado, los cambios de umbral permanentes, o “Permanent Threshold Shift” (PTS), indican la pérdida en la sensibilidad auditiva del animal, que no recupera los parámetros previos a la exposición al ruido. Esto afecta al procesamiento auditivo y la detección de señales de ruido. Las consecuencias de TTS y PTS incluyen déficits significativos en la comunicación. La TTS o PTS pueden ser causadas por la ruptura de la membrana timpánica y la filtración de sangre en el oído medio, así como por el

daño a las células pilosas que transmiten la información sonora a los nervios auditivos (Ketten, 1995).

El comportamiento de los cetáceos frente a impactos acústicos generados por la eólica marina podría variar dependiendo de factores como la especie, la edad, el sexo, el estado motivacional (Lucke et al., 2006). Según Scheidat y Siebert (2003), la habituación de un animal a un ruido perturbador no necesariamente implica que no haya sufrido ningún deterioro físico. Nachtigall et al. (2003 y 2004) estudiaron el comportamiento del delfín mular (*T. truncatus*) en relación con la exposición a un sonido continuo: un nivel de hasta 179 dB re 1 μ Pa en el rango de frecuencias de 4 a 11 kHz, durante un máximo de 55 minutos fue suficiente para causar una disminución temporal del umbral auditivo promedio de 11 dB. El efecto máximo de esta disminución se observó 5 minutos después de la exposición, y la recuperación fue rápida, a razón de 1.5 dB por cada duplicación del tiempo.

La conservación de los cetáceos requiere una atención especial a la calidad acústica de sus hábitats garantizar su bienestar y supervivencia a largo plazo. En la Directiva Marco de Estrategias Marinas (Directiva 2008/56/CE) establecidas a nivel europeo, se definen 11 descriptores de Buen Estado Ambiental (BEA), siendo el último el Ruido Submarino. El BEA pretende definir el estado original previo a la interferencia humana, en el que existe una riqueza ecológica y correcta dinámica de las aguas marinas, contribuyendo a océanos y mares que son tanto prístinos como productivos en términos de limpieza y vitalidad. Sin embargo, para muchos descriptores el BEA es desconocido, y Estrategias Marinas se ve obligada a tomar como valor de referencia el valor actual del descriptor, aunque no se sepa si es el BEA. El descriptor 11 de Ruido y Energías requiere obtener valores de referencia de ruido para poder establecer medidas regulatorias de modo que no aumente de forma importante. Se planea el monitoreo de ruido existente, diferenciando ruido continuo y ruido impulsivo. A día de hoy, y a pesar de los objetivos marcados en las Estrategias, no existe una regularización legal del nivel de ruido máximo que se puede introducir en los océanos. Sin embargo, existen precedentes internacionales sobre los niveles máximos de ruido a los que puede exponerse a una especie protegida. La Administración Nacional de Pesca Marina (NMFS, NOAA Fisheries), entidad reguladora en Estados Unidos, adoptó niveles recibidos de exposición máxima de 180 dB re 1 μ Pa (Nachtigall et al., 2003, 2004).

SONIDO EN LA EÓLICA MARINA

El desarrollo de la eólica marina genera preocupación de cara al aumento del ruido submarino y al impacto generado por este sobre los cetáceos. Esta industria tiene generalmente asociadas diversas fuentes de ruido a lo largo de sus diferentes fases (tabla 3): investigación previa (estudios geofísicos), construcción (clavado de pilotes, instalación de cimientos por gravedad, perforación, tendido de cables, colocación de rocas, instalación de estructuras accesorias), operación y mantenimiento (turbinas eólicas, tráfico marítimo y maquinaria) y desmantelamiento (explosiones) (Nedwell & Howell, 2004).

Aunque algunos estudios sugieren que los ruidos temporales y de baja intensidad producidos por la eólica marina solo causarán alteraciones del comportamiento mínimas (Madsen et al., 2006), otros estudios demuestran que los animales podrían verse afectados por ruidos bajos constantes (André et al., 2011; Gill, 2005), aunque muestren habituación.

Cabe destacar la diferencia entre la eólica marina fija y la flotante, especialmente en la etapa de construcción. Se prevé que los niveles de ruido asociados a la construcción de aerogeneradores flotantes serán menores que las de cimentación fija con uso de pilotes, dado que no se produce el ruido de clavado de los mismos (Maxwell et al., 2022). En cambio, en relación con la fase de

operación y mantenimiento se espera que emitan niveles parecidos (Maxwell et al., 2022). Sin embargo, la ausencia de estudios al respecto genera una gran incertidumbre a la hora de evaluar el impacto acústico de estas nuevas infraestructuras. Algunos estudios realizados acerca de otras infraestructuras marinas, como las plataformas petrolíferas, se han usado para realizar aproximaciones a la evaluación de impactos potenciales del ruido generado (tabla 4). Sin embargo, estas infraestructuras tienen características diferentes en su tamaño y uso que deben ser tenidas en cuenta con precaución a la hora de hacer comparaciones.

Es necesario desarrollar estudios que estimen los niveles de ruido de la eólica flotante, incluyendo el análisis de la dispersión del sonido con la distancia a la fuente y en las distintas fases de desarrollo (Bailey et al., 2014). Adicionalmente, realizar estudios de niveles de sonido ambiente previos, durante y posteriores a la construcción permite tener datos de referencia para la monitorización de los impactos generados. Es fundamental comprender que el ruido generado puede variar según diversos factores, entre los que se encuentra el tipo de aerogenerador empleado, la ubicación e incluso a lo largo de las estaciones debido a las condiciones ambientales (Bailey et al., 2014). Por ello, desarrollar estudios específicos en cada localización, tecnología y especies animales resulta de vital importancia.

Tabla 3. Nivel de Fuente del ruido relacionado con la eólica marina fija. Fuente: tabla extraída de Lucke et al. (2006); información disponible de (Dewi, 2004; Nedwell et al., 2003; Nedwell & Howell, 2004).

Fuente	Nivel de Fuente	Especificación
Barcos y maquinaria	152 - 192 dB re 1 mPa / 1m	basado en medidas de grandes embarcaciones en aguas profundas y pequeñas embarcaciones en aguas someras
Estudios geofísicos	215 - 260 dB re 1 mPa / 1m	medidas para cañones de aire comprimido, usados en instalaciones de petróleo y gas
Clavado de pilotes	192 - 262 dB re 1 mPa / 1m	medidas de diferentes localidades alrededor del mundo, incremento con el aumento del diámetro del pilote
Perforaciones	145 - 192 dB re 1 mPa / 1m	medidas en aguas profundas de instalaciones de petróleo y gas
Excavación	178 dB re 1 mPa / 1m	medidas en North Hoyle
Ruido de turbinas	153 dB re 1 mPa / 1m	capacidad de menos de 1MW

*El Nivel de Fuente (Source Level, SL) se define como el nivel efectivo del sonido a una distancia de 1 m, expresado en dB re 1 Pa @ 1 m.

Tabla 4. Resumen de las fuentes de sonido asociadas a actividades de exploración y producción de petróleo y gas. No se muestra la fase de desmantelamiento. Fuente: tabla extraída de (Simmonds et al., 2004).

Fase	Actividad	Fuente	Tipo de fuente	Duración
Exploración	Estudios sísmicos	Cañones de aire comprimido	Impulsivo y continuo	Transitorio (semanas, días)
	Perforaciones exploratorias	Barcos sísmicos		
	Transporte (equipo y personal)	Ruido de maquinaria Helicópteros Barcos de apoyo		
Instalación	Clavado de pilotes	Martillo pilotador	Impulsivo y continuo	Transitorio (semanas)
	Colocación de tuberías	Barco con tubería		
	Transporte (equipo y personal)	Barco excavador Helicópteros Embarcaciones de apoyo		
Producción	Perforación	Ruido de maquinaria	Continuo	Permanente (años) Transitorio (días)
	Generación de energía	Turbinas de gas, generadores, bombas, separadores.		
	Bombeado	Helicópteros		
	Transporte (equipo y personal)	Barcos de apoyo		

ESCENARIO ACÚSTICO EN CANARIAS

En el contexto acústico de Canarias, varios aspectos juegan un papel fundamental en la evaluación del impacto en la vida marina. Algunas zonas del Archipiélago Canario cuentan con índices de ruido alto (figura 2) donde el tráfico marítimo desempeña un papel significativo (MITECO, 2012). El constante movimiento de embarcaciones en esta región genera niveles de ruido submarino que pueden tener implicaciones para la fauna marina local. Se han encontrado altos niveles de estrés en poblaciones de calderón tropical asociados a una actividad intensa de observación comercial y recreativa de cetáceos (ruido o aproximaciones), como es el suroeste de Tenerife (Marrero, 2016). El aumento de ruido en zonas alteradas contribuye al incremento del efecto acumulativo de las presiones. Por otro lado, las áreas con bajos niveles de ruido podrían suponer áreas de refugio, pudiendo suponer un mayor impacto su alteración (Scheidat et al., 2011). Algunas de las zonas propuestas para el desarrollo de la eólica marina coinciden con áreas con bajos niveles de ruido.

En Canarias, se han planteado principalmente proyectos de eólica marina flotante, pero también existen propuestas de proyectos de eólica fija que están en consideración (Anexo 2). Por tanto, en la siguiente sección se recopila información disponible sobre la evaluación del impacto potencial acústico de ambos tipos de tecnología.

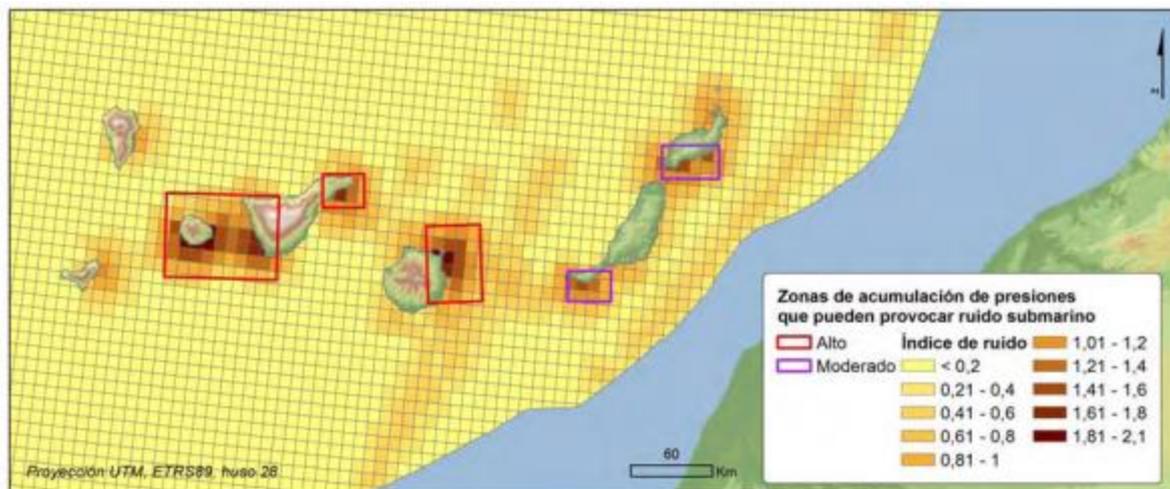


Figura 2. Zonas de acumulación de presiones que pueden provocar ruido submarino. Fuente: Análisis de presiones e impactos de la Demarcación Marina Canaria. Parte IV. Descriptores del buen estado ambiental. Descriptor 11: Ruido Submarino (2012).

2.1.2 Fase: Investigación previa

Previamente a la construcción de la eólica marina fija o flotante, se requiere la realización de estudios específicos sobre las características y calidad del fondo marino para evaluar la idoneidad de este. Estas investigaciones pueden implicar el uso de ecosondas para mapeo batimétrico, sonares de barrido lateral para caracterización del fondo, cañones de aire comprimido y perforaciones para controles de campo de los resultados de los sonares. El ruido asociado a estas actividades ha sido comparado en algunos informes con el ruido de actividades militares y exploraciones petrolíferas (Lucke et al., 2006).

SÓNAR

Hoy en día, no existen mediciones del ruido generado por los sónares empleados en la exploración para eólica marina (Lucke et al., 2006). El sonido asociado a los sonares empleados en otras industrias se caracteriza como de baja frecuencia (<1000 Hz), frecuencia media (1-20

kHz) y/o alta frecuencia (>20 kHz) (Hildebrand, 2004). Es posible que los sonares empleados en la exploración para eólica marina sean más silenciosos ya que no buscan atravesar grandes profundidades del lecho marino como si es el caso de las exploraciones petrolíferas (Lucke et al., 2006). Parsons et al. (2000) recoge los rangos de frecuencia y los niveles de sonido medios para diferentes aplicaciones de sónares en diversas condiciones.

Las actividades militares que utilizan sónares han sido asociadas con varamientos masivos de especies de la familia Ziphiidae (zifios), con varios ejemplos representativos en Canarias (Jepson et al., 2003; Martín et al., 2004). Por ello, se estableció una moratoria para la práctica de maniobras militares en Canarias hasta 50 millas de la costa (BOE-A-2007-21974; BOE-A-2004-7769). La presencia de especies difíciles de detectar, como es el caso de los zifios, presenta desafíos únicos para Canarias a la hora de evaluar el impacto acústico, ya que su presencia puede pasar desapercibida (Barlow et al., 2005). En otros lugares, se han relacionado con el uso de sónares navales alteraciones en el comportamiento vocal del calderón de aleta larga (*Globicephala melas*) (Rendell & Gordon, 1999) y el desplazamiento de individuos de marsopa común (Parsons et al., 2000).

Aunque existen evidencias del impacto en cetáceos generado por las frecuencias asociadas a sonares militares y de exploraciones petrolíferas, existen pocos datos sobre los sonares asociados a la eólica marina, al cual estos animales podrían ser sensibles. En EE. UU., existe en la actualidad una polémica acerca de varamientos de grandes ballenas en la Costa Este, zona donde se está desarrollando la eólica marina, pero hoy en día no existen evidencias científicas que demuestren una relación causa-efecto clara de estos eventos. Aun así, cabe mencionar que encontrar evidencias sobre el impacto de estas actividades puede resultar complicado, ya que los animales pueden fallecer y hundirse.

ESTUDIOS SÍSMICOS

Los cañones de aire comprimido usados en estudios sísmicos producen pulsos fuertes de sonido para obtener una imagen de la estructura del fondo marino (Lucke et al., 2006). Este ruido se asocia a la contracción y expansión de la burbuja de aire, cuya presión variará según el número de cañones de aire comprimido, la presión a la que se esté operando y la raíz cúbica del volumen total de las pistolas (Hildebrand, 2004). Se han obtenido diferentes mediciones del Nivel de Fuente (a 1 m): 256 dB re 1 μ Pa RMS de presión de salida, con presiones pico en el rango entre 5 y 300 Hz (Hildebrand, 2004). El nivel de fuente se estima en 235 a 259 dB re 1 μ Pa a 1 m para matrices de cañones de aire (Richardson et al., 2013).

Adicionalmente, el sonido asociado a los estudios sísmicos está sometido a procesos de reflexión y refracción producidos durante su propagación (Lucke et al., 2006), con un alcance espacial del impacto difícil de predecir (Nedwell et al., 1999). Thomsen et al. (2011) no detectó cambios significativos en la abundancia de la marsopa común (*P. phocoena*), aunque resaltó una alta variedad en las estimaciones desde 1994 y 2005. Por el contrario, el estudio realizado por Parente et al. (2007) reveló una disminución en la variedad de especies de cetáceos frente a la costa de Brasil durante un período con investigaciones sísmicas. Los cañones de aire comprimido también podrían considerarse como una causa potencial de varamientos y muertes de ballenas, particularmente de zifios (Castellote & Llorens, 2016; Hildebrand, 2005). Puede resultar complicado detectar las causas de mortalidad asociados a traumas acústicos (Williams et al., 2011). Adicionalmente, muchos cuerpos de los cetáceos tienen flotabilidad negativa y por tanto se hunden en el mar sin poder ser analizados. A su vez, Stone (2003) obtuvo menos observaciones y más lejanas cuando el cañón estaba activo en varias especies de cetáceos y afirma que las especies de odontocetos pequeños podrían ser más sensibles. Aun así, se han

detectado comportamientos de evitación y abandono de zonas de actividad sísmica en rorcual común (*B. physalus*) en períodos extendido más allá de la duración de la actividad (Castellote et al., 2012). Cabe destacar que se estima que el efecto de las actividades sísmicas es mayor en aguas poco profundas (Stone, 2003).

2.1.3 Fase: Construcción

La fase de construcción de parques eólicos fijos ha sido identificada como la etapa más perjudicial para los cetáceos debido a las operaciones de clavado de pilotes, perforaciones y dragado. En el caso de la eólica flotante, no se produce el clavado de pilotes de grandes dimensiones, pero podrían ser necesarias acciones de clavado de amarres de distinto tipo o aplanamiento del fondo. Dentro de la eólica fija, existen diferentes diseños de cimentación que requieren diferentes operaciones (figura 3). El clavado de pilotes (de unos 4m de diámetro) se realiza con un martillo de impacto o vibratorio o mediante perforación; la cimentación por gravedad no requiere normalmente el uso de martillos, pero podría requerir operaciones de aplanamiento y preparación del terreno (Lucke et al., 2006). Estas actividades implican la generación de pulsos sonoros repetitivos intensos durante varios meses. Adicionalmente, la fase de construcción lleva asociado un aumento del tráfico marítimo que introduce ruido submarino de baja frecuencia.

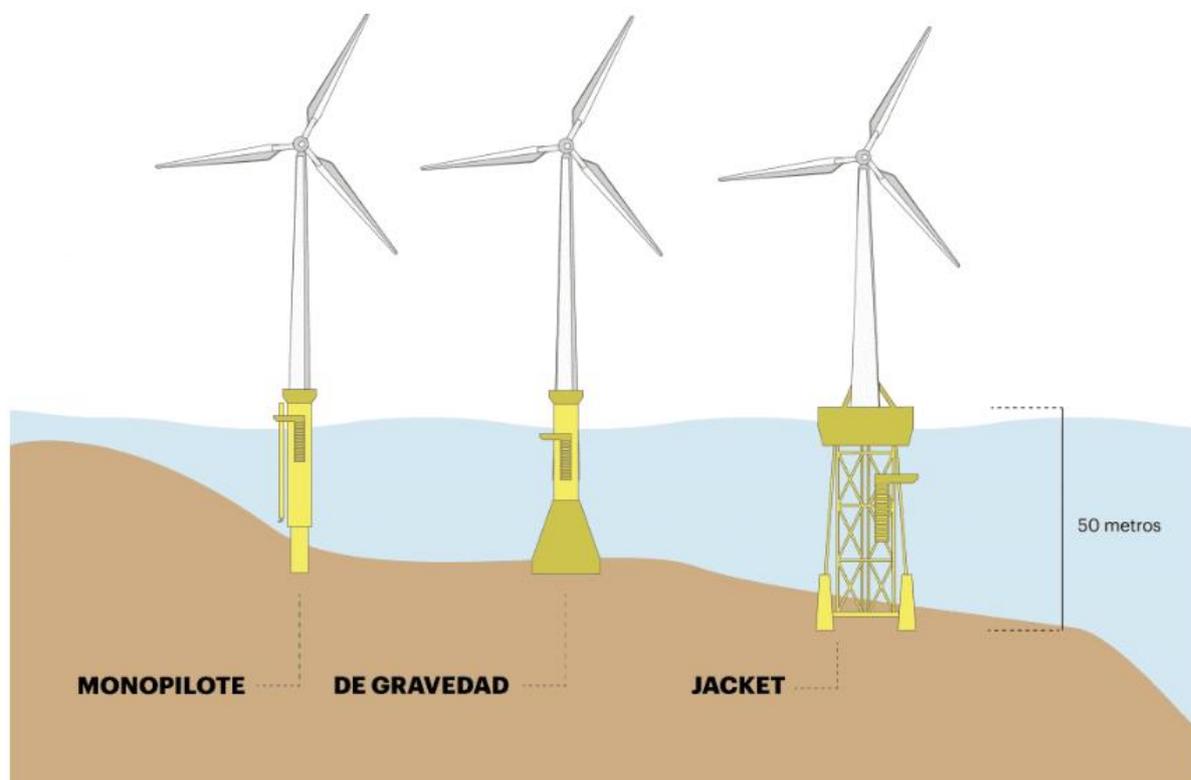


Figura 3. Tipos de cimentación de eólica marina fija. Fuente: Newtral, a partir de datos del Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico.

CLAVADO DE PILOTES (PILE DRIVING)

Se han realizado diferentes mediciones del ruido generado por el clavado de pilotes asociado a eólica marina fija, a diferentes profundidades y distancias de la fuente, al igual que distintos modelos de turbina. De especial importancia es también el tipo de sustrato. Esta heterogeneidad de mediciones hace complicada la comparación entre las mismas. Lucke et al. (2006) realizó una recopilación de las mediciones disponibles hasta el momento, incluyendo las diferentes variables. El Nivel de Fuente se ha calculado entre 195 y 297 dB re 1 μ Pa a 1m (Betke et al., 2004; Dewi, 2004; Maxon et al., 2000; Nedwell et al., 2003; Ødegaard & Danneskiold-Samøe, 2000; Schultz von Glahn & Betke, 2003). La intensidad puede aumentar 4-6 dB con la profundidad alcanzada conforme se realiza la operación (Dewi, 2004). A 160 m, el sonido registrado se encontraba entre 5 y 15 dB por encima del ruido de fondo (Nedwell et al., 2003). Nedwell et al. (2003) midieron la mayor parte de la energía del sonido entre 2 y 40 Hz, independientemente de la distancia a la fuente, con picos adicionales en 200, 250, 600, 800 y 1600 Hz, y evidencias de picos de frecuencias de hasta 8 kHz. Por encima de 100 Hz, se detectaron componentes tonales significativos con picos a 125, 250 y 375 aproximadamente. Esta actividad se caracteriza por pulsos de ruido corto pero intensos (100-200 ms), con estimaciones de 2 h de martilleo por cada turbina (Evans, 2008), con 2-24 impactos por minuto Ødegaard & Danneskiold-Samøe (2000). Así, la instalación de un parque de aerogeneradores puede prolongarse durante meses dependiendo del número de turbinas. La mayoría de las mediciones han sido realizadas en el Mar del Norte (Lucke et al., 2006). Se desconoce si las condiciones oceanográficas de Canarias modificarían los resultados de estas mediciones, siendo necesario modelar las emisiones considerando características físicas como la profundidad, tipo de fondo (roca o arena) y pendiente y las características de la infraestructura propuesta (por ejemplo, el tamaño de las turbinas).

Se ha registrado una disminución por transmisión en el nivel de sonido del martilleo de aproximadamente 5 dB por cada duplicación de distancia (Betke et al., 2004; Dewi, 2004). Aun así, el sonido relacionado con la construcción puede percibirse a grandes distancias (Lucke et al., 2006; Nedwell et al., 2003), por lo que podría contribuir a un efecto acumulativo en el caso de instalaciones de turbinas simultáneas y otras actividades antropogénicas. Betke et al., 2004 y Schultz von Glahn & Betke, 2003 midieron a 400 m frecuencias superiores a 30 Hz por encima de los niveles de ruido de fondo.

Los estudios realizados para evaluar el impacto en mamíferos marinos tienen resultados diversos, la mayoría de ellos centrados en la marsopa común (*P. phocoena*), aunque parecen concordar en la existencia de respuestas inmediatas, pero con duraciones variables (Lucke et al., 2006). Lucke et al. (2007) determinaron que las marsopas tienen una sensibilidad baja a las frecuencias en las que ocurre la mayor energía de un sonido que simulaba el martilleo, pero se inducía TTS a altas frecuencias, con recuperación de más de 24 h. Nedwell et al. (2003) evaluaron que se podrían esperar reacciones de evitación por parte de marsopas a 7 km de distancia, y podrían llegar a sufrir lesiones moderadamente graves a distancias más cortas. Teilmann et al. (2008) registraron comportamientos de abandono de un área control a 10 km de la fuente de sonido. Schultz von Glahn & Betke (2003) y Betke et al. (2004) estimaron un rango de 1 km como el área de riesgo potencial de sufrir TTS en marsopa común. Mientras que Tougaard et al. (2003) y Henriksen et al. (2004) observaron respuestas de escape inmediatas al ruido del clavado de pilotes. Se han registrado también otros cambios comportamentales, como una disminución en actividades de alimentación (correlacionado con disminuciones de eventos de ecolocalización y cambios en patrones de natación) y la evitación de zonas en construcción en distancias de hasta 20 km (Henriksen et al., 2003, 2004; Tougaard et al., 2003, 2004). Adicionalmente, se han registrado efectos de evitación del área causados por clavado de pilotes

en rorcual común (*B. physalus*) a más de 200 km de distancia de la fuente y en periodos de tiempo que excedían la duración de la actividad (Borsani et al., 2007). Por otro lado, Tougaard et al. (2003 y 2004) registraron una recuperación de la actividad de ecolocalización rápida, con un aumento de la actividad de las marsopas en la zona, asociada a un posible efecto atrayente de las presas a la zona. Los efectos negativos de la fase de construcción en marsopas han persistido durante los dos primeros años de operación en el parque de Nysted (Teilmann et al., 2008), donde los animales abandonaron la zona por completo durante la construcción.

La técnica de clavado de pilotes por vibración podría ser una alternativa al martillo de impacto (Lucke et al., 2006), con algunos estudios modelando 25 dB menos (Zielke et al., 2004). Deberá comprobarse si esta técnica puede aplicarse en las condiciones de las zonas de desarrollo propuestas en Canarias. Medidas de mitigación, como el uso de cortinas de burbujas alrededor de la fuente de sonido, han demostrado la reducción del sonido entre 5 y 20 dB (Thorson y Reyff, 2004), registrando 206 dB re 1 μ Pa (nivel pico) o 195 dB re 1 μ Pa (RMS impulse), a una distancia de 50 metros. En el caso de la eólica flotante, se debe tener en cuenta la posibilidad de afección a los cetáceos causado por el sonido generado en la instalación del sistema de amarres.

DRAGADO (DREDGING)

Las operaciones de dragado son necesarias previamente a la instalación de algunos tipos de aerogeneradores cimentados, durante la instalación de los cables submarinos, durante la retirada de sedimentos acumulados tras la construcción y como protección contra la socavación (Nedwell & Howell, 2004). Asociados a estas actividades se produce ruido por el uso de la maquinaria y el transporte de sedimentos. A pesar de la escasez de información existente sobre las emisiones sonoras de estas actividades, Nedwell y Howell (2004) concluyen que los niveles de ruido generado por las operaciones de dragado son audibles para los cetáceos a varios kilómetros de la fuente. Calcularon Niveles de Fuente de entre 179 y 201 dB re 1 μ Pa a 1 metro, en un contexto de propagación cilíndrica típico de aguas someras. Se considera que las respuestas al ruido continuado de dragados podrían ser de nivel intermedio (Richardson & Würsig, 1997), con estudios que han mostrado la evitación de algunas especies a este ruido (Richardson et al., 1995)

PERFORACIONES (DRILLING)

Se han realizado mediciones de ruido de operaciones de perforación en aguas someras (con profundidades entre 6 y 7 m) revelando niveles de 125 dB re 1 μ Pa a 130 m y 86 dB re 1 μ Pa a una distancia de 480 m (Nedwell y Howell, 2004). Se observaron componentes tonales del ruido de perforación a 5, 20, 60, 150 y 450 Hz, siendo el tono dominante de 5 Hz con un nivel de 119 dB re 1 μ Pa a 115 m de la plataforma de perforación (profundidad 15 m) (Nedwell y Howell, 2004). Se propone que el “drilling” podría suponer niveles de ruido menores que el “piling” para la instalación de turbinas en suelos rocosos (Lucke et al., 2006).

Aunque la información existente sobre el impacto de esta actividad sobre los cetáceos es limitada (Lucke et al., 2006), estudios revelaron un comportamiento de evitación de actividades de perforación cuando los niveles de ruido submarino recibidos superan significativamente los niveles de fondo (Richardson et al., 1995).

2.1.4 Fase: Operación y mantenimiento

La fase de operación es la más larga, con una duración de las concesiones entre 20 y 25 años (Jensen, 2019). Al igual que en la fase de construcción, se prevé una diferencia en los niveles de ruido generados por la eólica flotante y la fija en la fase de operación. La intensidad y frecuencia del ruido generado por los aerogeneradores puede variar dependiendo de la velocidad del viento, el tamaño de las turbinas, al número de aerogeneradores, el tipo de plataforma o anclaje usado y otras variables ambientales (Deng, 2000; Henriksen et al., 2001; Marmo, 2013; Maxwell et al., 2022; Mooney et al., 2020; Tougaard et al., 2020).

Se han realizado diferentes mediciones del ruido generado durante la fase de operación de eólica marina fija, a diferentes profundidades y distancias de la fuente, al igual que distintos modelos de turbina. Esta heterogeneidad de mediciones hace complicada la comparación entre las mismas. Lucke et al. (2006) realizó una recopilación de las mediciones disponibles hasta el momento, incluyendo las diferentes variables. Se recopilaron rangos de frecuencias cuyas emisiones sonoras superaban los niveles de fondo entre 10 Hz y 1 kHz, y niveles de sonido de emisión máximos entre 102 y 132 dB re 1 mPa para turbinas de entre 220kW y 1 MW de capacidad.

En cuanto al ruido producido por la eólica flotante el conocimiento es limitado, pudiendo incluir el sonido producido por la rotación del propio aerogenerador, así como los ruidos de las líneas de amarre (Maxwell et al., 2022). En los aerogeneradores fijos la vibración de las turbinas se transmite por el pilote hacia el mar. En cambio, en la eólica flotante podría transmitirse por las cadenas y fijaciones, sometidos también a la fuerte dinámica marina.

Se han realizado estudios que analizan el impacto del funcionamiento de aerogeneradores fijos sobre mamíferos marinos, especialmente con la marsopa común (*P. phocoena*), con resultados diversos. Algunos autores concluyen que es poco probable que el sonido producido durante la fase de operación afecte a la audición o comunicación acústica de los cetáceos (Madsen et al., 2006; Tougaard et al., 2009). Sin embargo, estos estudios se refieren a turbinas eólicas de hasta 2 MW y los proyectos planteados en Canarias proponen turbinas de mayor potencia (Anexo 2). El tipo de turbina y vientos de mayor intensidad podrían incrementar el riesgo de impacto acústico (Koschinski et al., 2003). Tougaard y Teilmann (2004) observaron que en el primer mes de operación de 72 turbinas de 2.3MW se redujo la presencia de marsopas en el área, aunque posteriormente se observó un retorno de los animales que se ha asociado a un efecto atrayente del alimento. Estos resultados no implican necesariamente ausencia de impacto, ya que los animales podrían permanecer en áreas que de especial importancia para sus actividades vitales a pesar de los daños. Por otro lado, Diederichs et al. (2006) no detectó influencia en la presencia de marsopas en dos parques de eólica en el Mar del Norte. En cuanto a la eólica flotante, es necesario obtener más información de base acerca del ruido generado durante la fase de operación, pudiendo derivar, entre otros, de las líneas de amarre (Maxwell et al., 2022).

La contribución del tráfico marítimo durante el período de operación y mantenimiento contribuirá a la contaminación acústica de la zona, pero la gravedad del impacto de sus efectos puede estar influenciada por el nivel de alteración antropogénica del área designada. Áreas más prístinas podrían verse más afectadas por la intrusión de una fuente de ruido, con animales menos habituados a este impacto, pero en áreas con niveles de ruido alto, podrían verse beneficiadas por una reducción del tráfico marino en cuanto a los barcos no relacionados con la actividad debido a las limitaciones de navegación dentro del parque eólico. Los posibles efectos acumulativos relacionados con fuentes de ruido de distintas actividades deben ser tenidos en cuenta para no alcanzar valores críticos para las especies.

2.1.5 Fase de desmantelamiento

Después del período de concesión, se procede al desmantelamiento de los aerogeneradores. Cualquier proyecto planteado debería incluir un plan de desmantelamiento y una garantía financiera para cubrir los costes operacionales y posibles efectos ambientales asociados a este proceso. En el caso de la eólica fija, se plantea el uso de explosivos para derribar los pilotes o el corte por chorro de agua (Water-Jet Cutting) (Lucke et al., 2006). En el caso de la eólica flotante hay poca información sobre cómo se realizaría el desmantelamiento de las instalaciones. Los documentos iniciales de los proyectos planteados no suelen dar detalles acerca de esta fase.

EXPLOSIVOS

Mediciones de ruido del uso de explosivos en otras industrias han resultado en niveles de fuente muy elevados 272-287dB re 1 μ Pa (Richardson et al., 1995). La onda de choque causada por una explosión submarina puede dañar los órganos que contienen gas, como los pulmones, la tráquea, el tracto gastrointestinal y los sacos nasales y especialmente los órganos auditivos de los mamíferos (Ketten, 1995; Continental Shelf Associates Inc, 2004). La utilización de explosivos para remover aerogeneradores sería audible a grandes distancias y muy probablemente causaría lesiones graves en mamíferos marinos (y también en otras especies protegidas como tortugas marinas) a corta distancia si no se toman medidas de precaución adecuadas.

CORTE POR CHORRO DE AGUA (WATER JET-CUTTING)

Para la metodología de corte por chorro se genera un chorro de agua de alta potencia. El ruido generado por esta operación ha sido registrado hasta 117 dB en el aire y en un rango de frecuencia entre 4 y 8 kHz (Hutt, 2004). No hay mediciones disponibles sobre el ruido generado en el agua (Lucke et al., 2006). La frecuencia y el nivel de ruido generado pueden variar dependiendo de la presión del agua, el diámetro y ángulo de la boquilla y la distancia a la turbina (Hutt, 2004; Lucke et al., 2006). Se ha estimado que no es necesario garantizar una distancia de seguridad a los mamíferos marinos al realizar estas operaciones por ser un ruido moderado (Anon., 1999; Hutt, 2004).

2.2 Enmallamiento

El enmallamiento se refiere a la captura o restricción de movimiento de animales por materiales de origen antropogénico (Benjamins et al., 2014). En el caso de los cetáceos, el enmallamiento con artes de pesca o residuos a la deriva supone una de las mayores amenazas a las que se enfrentan (Baulch & Perry, 2014; Read et al., 2006). Estos enredos pueden causar distintos daños en el animal (Cassoff et al., 2011; Moore & van der Hoop, 2012): desde heridas y daños en los tejidos causadas por la abrasión de las ataduras hasta impedimento de actividades vitales como alimentación, reproducción y respiración, teniendo como última consecuencia la muerte del individuo. Los enmallamientos también podrían tener efectos a nivel poblacional a causa de la reducción en la tasa de supervivencia de adultos (Cassoff et al., 2011). Los animales que logran liberarse pueden arrastrar parte del material que los retenía, lo que a menudo resulta en lesiones o heridas, infección, restricciones de movilidad que impiden actividades vitales, y en última instancia, la muerte (Moore & van der Hoop, 2012; Robbins et al., 2015). Nuestro conocimiento es limitado acerca de la capacidad de recuperación o supervivencia de animales que han sufrido eventos de enmallamiento. Por otro lado, estos enmalles pueden causar

pérdidas económicas para la actividad antropogénica asociada, causado por la pérdida de material o rotura y daño de infraestructura.

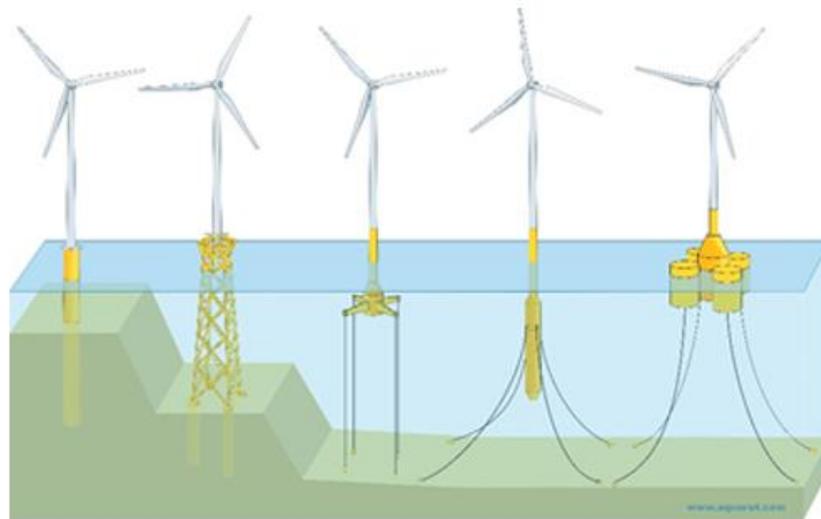


Figura 4. Algunos tipos de cimentación y amarre de eólica marina fija y flotante. Fuente: Aquaret

Distintas actividades humanas que ocurren en el mar experimentan interacciones de enmallamiento con cetáceos. El sector pesquero y los cables submarinos de telecomunicaciones son ejemplo de ello, sumado a la basura marina que se encuentra en nuestros mares y océanos con distintos orígenes. La industria energética, especialmente la eólica marina flotante, es también objeto de preocupación. Distinguimos dos tipos de enmallamiento: primario, enredos directos con los elementos de la turbina eólica; y secundario, causado por objetos que quedan enredados en las estructuras de la turbina. Entre los objetos involucrados en el enmallamiento secundario hablamos principalmente de las basuras marinas y las “redes fantasma” o artes de pesca abandonadas. Este material a la deriva tiene una lenta descomposición, tiempo durante el cual supone un riesgo de enmallamiento para muchos animales. El tiempo que la basura o redes fantasma están atrapados en las estructuras de eólica marina puede ser considerable, con un impacto acumulativo de riesgo de enmalle (Benjamins et al., 2014).

Los aerogeneradores marinos flotantes deben ser asegurados al fondo marino mediante el uso de múltiples líneas de amarre, además de disponer de cables eléctricos que conectan las turbinas entre ellas y con la estación de descarga en tierra. La disposición, número y diseño varía según el modelo utilizado. Las instalaciones de eólica marina incluyen también boyas accesorias asociadas a los amarres y al cableado como soporte al peso de la estructura y mantenimiento de la posición en la columna de agua. Todas estas estructuras atraviesan la columna de agua, pudiendo suponer un riesgo potencial de enmallamiento primario, que podría variar según el modelo de turbina y estructuras de amarre utilizado (Benjamins et al., 2014), así como el tamaño y comportamiento del animal (Sparling et al., 2013). Por otro lado, estas estructuras tienen el potencial de acumular artes de pesca abandonadas y basura marina, generando un riesgo potencial de enmallamiento secundario (Taormina et al., 2018).

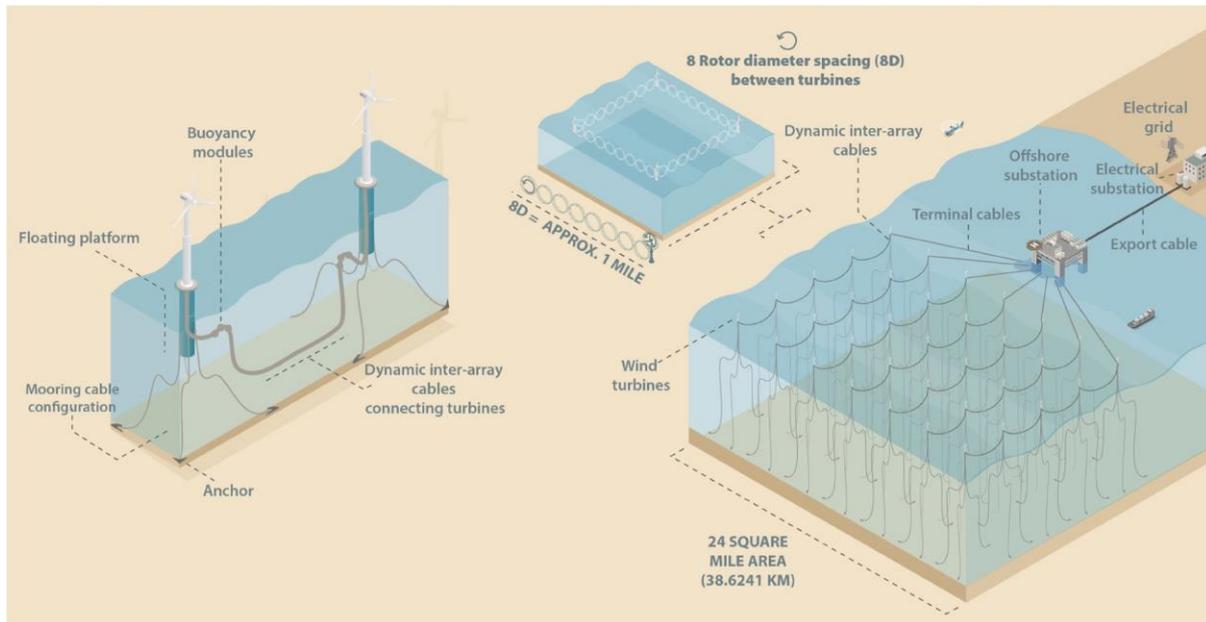


Figura 5. Esquema de una instalación de eólica flotante con 35 turbinas. Puede observarse el sistema de amarre al fondo y el sistema de cableado que une las turbinas entre sí. En este caso, se puede observar una subestación de descarga eléctrica, que es la que conectará con la estación de descarga en tierra. Fuente: extraído de Maxwell et al. (2020).

Las zonas de altas corrientes son altamente vulnerables al transporte de basuras y redes fantasma. Se ha estimado que en el Atlántico noreste se pierden o descartan alrededor de 25.000 redes de pesca profunda (Brown & Macfadyen, 2007). Las Islas Canarias están influenciadas por la corriente de Canarias. Un estudio realizado por Cardona (2015) sobre las corrientes marinas de Canarias, identificó una corriente principal entre Gran Canaria y Tenerife y al Este de Gran Canaria (figura 6). El estudio realizado mediante boyas a la deriva obtuvo impactos de estas de modo concurrente en la costa Este de Tenerife y SE de Gran Canaria (figura 7). Esta información indica que estas zonas podrían ser altamente vulnerables para recibir basura marina y artes de pesca a la deriva. Estas zonas coinciden con áreas designadas como de alto potencial para el desarrollo de la eólica marina en el POEM. Todo ello aumenta el riesgo de enmalle secundario (Saez et al., 2013), ya que artes de pesca no empleadas en Canarias podrían estar llegando de otros lugares, incluyendo palangres y redes de arrastre. El riesgo de que las infraestructuras de la eólica marina en la costa este de Tenerife y Gran Canaria atrapen basura marina y artes de pesca abandonadas se considera alto.

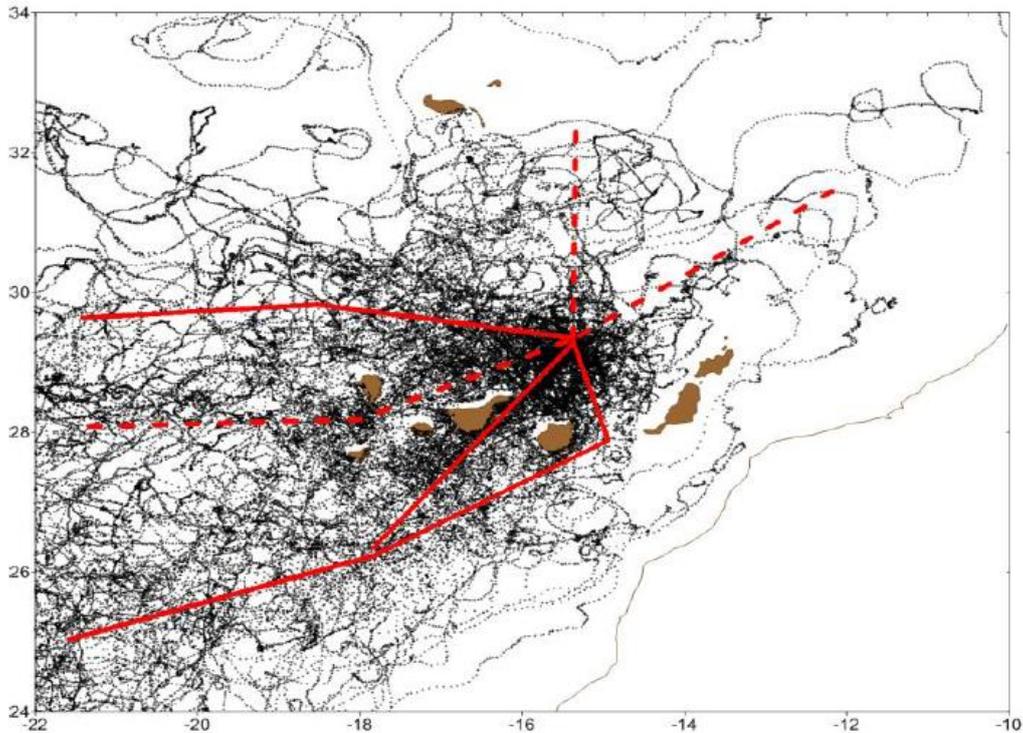


Figura 6. Trayectoria de todas las boyas de deriva desplegadas en la estación ESTOC. En rojo se marcan las principales rutas tomadas por las boyas. La línea continua marca las 3 principales rutas y la línea discontinua marca las rutas secundarias. Fuente: Cardona, 2015.

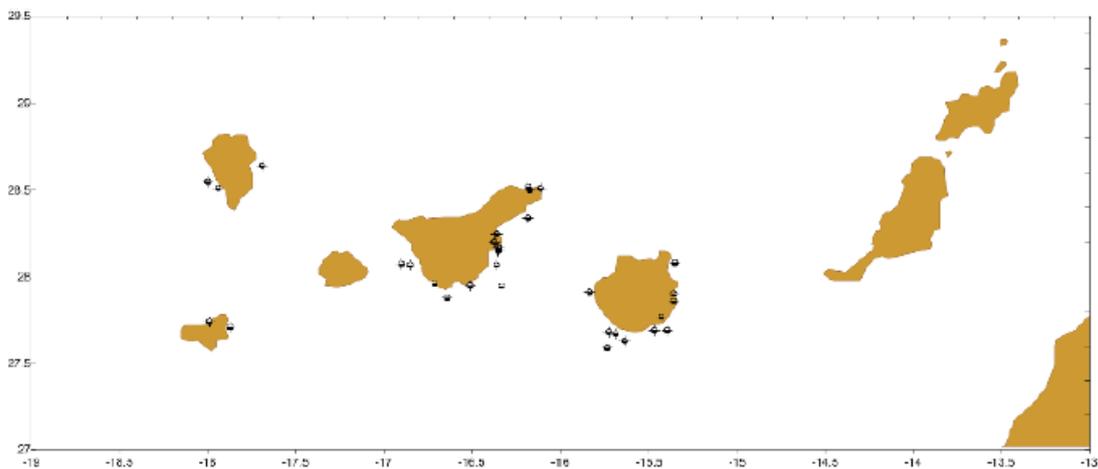


Figura 7. Identificación de las zonas de costa donde han impactado las boyas de deriva. Fuente: Cardona, 2015.

Estudios han reportado enmalles con redes de pesca y basuras marinas con una gran diversidad de especies de cetáceos, incluyendo especies presentes en Canarias como ballena azul (*B. musculus*), rorcual común (*B. physalus*), rorcual aliblanco (*B. acutorostrata*), orca (*O. orca*) y cachalote (*P. macrocephalus*) (Saez et al., 2021). En otras regiones del mundo donde se está implementando la energía eólica marina flotante, se ha detectado un riesgo relativamente moderado de enmallamiento primario con los anclajes de las estructuras para la mayoría de las especies de megafauna (Benjamins et al., 2014; Harnois et al., 2015). En cambio, con las grandes ballenas son consideradas de mayor riesgo por su gran tamaño y comportamiento (Benjamins

et al., 2014). Son conocidos los casos de ballenas enredadas en amarres de embarcaciones (ver referencias de Benjamins et al., 2014). En el caso de los pequeños delfínidos, existe poca información al respecto, aunque pueden encontrarse ejemplos de enmalles, como el delfín jorobado del Indo-Pacífico (*S. chinensis*), enredado en amarres de pequeñas embarcaciones en Hong Kong (Benjamins et al., 2015). Debido al grosor de los cables y amarres empleados en la infraestructura de la eólica marina, se espera que el riesgo con pequeños animales sea bajo (Benjamins et al., 2014). Existe un mayor riesgo de enredo en conjuntos de amarres, con poco espaciado y con sistemas de boyas accesorias (Benjamins et al., 2014). Se espera que el sistema de amarre de la eólica marina cuente con más de una línea de amarre y boyas accesorias.

Animales con grandes apéndices o protuberancias, como es el caso de la yubarta o ballena jorobada (*M. novaeangliae*), los machos de algunas especies con dimorfismo sexual como la orca (*O. orca*) o especies con cuerpos flexibles y con altas capacidades de movimiento pueden ser más susceptibles de enredo (Benjamins et al., 2014). Los enredos de grandes ballenas son un problema a nivel mundial (Clapham et al., 1999; International Whaling Commission, 2010; Read et al., 2006; Read, 2008). Existen registros de ballenas barbadas atrapadas en líneas verticales utilizadas para marcar trampas o nasas (Read et al., 2006), similares a las que se usarían en las boyas de marcaje de la eólica marina (Wilson et al., 2006).

Los enmalles pueden ser más frecuentes en épocas de migración o zonas de alimentación (Saez et al., 2021) La distracción durante el desarrollo de actividades como alimentación o interacción social podría reducir la percepción del riesgo de enmalle y por tanto aumentar el riesgo de enmallamiento, al igual que ha sido identificado para otros impactos como es la colisión con embarcaciones (International Whaling Commission, 2006). Las especies de cetáceos de alimentación por filtración o embestida son especialmente vulnerables (Benjamins et al., 2014). Al alimentarse, las ballenas barbadas mantienen sus bocas abiertas, pudiendo enredarse a través de la boca, siendo especialmente difícil su liberación debido a las barbas que recubren sus mandíbulas (Cassoff et al., 2011; Johnson et al., 2005). En Canarias, se han registrado comportamientos de alimentación y reproducción para diversas especies, incluyendo grandes ballenas como el rorcual tropical (*B. edeni*), al igual que ser una zona de paso migratorio de diversas especies (Anexo 1). Los individuos jóvenes podrían ser más vulnerables a los enmallamientos debido a su inexperiencia y curiosidad (Read, 2013). En Canarias se observan con frecuencia crías y juveniles de diversas especies, entre ellas grandes ballenas como el rorcual tropical (*B. edeni*).

Los enmallamientos pueden surgir por la incapacidad del animal de detectar el material, por no asociarlo a una amenaza o por establecer contacto deliberadamente (Benjamins et al., 2014). La capacidad de detección puede variar según la especie y con las condiciones ambientales. La falta de luz, asociada, entre otros, a aguas profundas o durante la noche, y las tormentas afectan a la capacidad de detección visual. La posición lateral de los ojos de algunas especies restringe su capacidad de visión de objetos frente a ellas (Lien et al., 1990; Zhu et al., 2001), pudiendo afectar a su capacidad de detectar cables y líneas de amarre (Benjamins et al., 2014). El tipo de cable, el diámetro y el color pueden afectar a la capacidad de detección (Taormina et al., 2018). Estudios han demostrado que el color de los cabos afecta a la capacidad de detección de obstáculos en los animales, y varía según la especie (How et al., 2015; Kot et al., 2012; Kraus et al., 2014). Los cetáceos tienen visión monocromática de bastones (Kraus et al., 2014). Esto implica que perciben el mundo en blanco y negro, con la gama de colores representada por diferentes tonos de grises. Las estructuras de amarre pueden generar ruido en función del flujo de la corriente (revisado en Benjamins et al. (2014), por tanto, las especies de cetáceos podrían tener la capacidad de detectarlos mediante la audición (Kot et al., 2012). En el caso de los

odontocetos, su sentido de ecolocalización les permite detectar líneas de diámetro menor al empleado en las turbinas de eólica marina (Nielsen et al., 2012).

Existe una falta generalizada de estudios empíricos del potencial impacto de enmallamiento de la eólica flotante. Hoy en día, hay pocas instalaciones de este tipo donde se pueda evaluar este impacto o estructuras análogas adecuadas para extrapolar los riesgos. Benjamins et al. (2014) Harnois et al. (2015) realizaron estudios basados en la evaluación cualitativa de riesgo, contabilizando como factores de riesgo biológico el tamaño corporal, la capacidad de los animales para detectar los amarres, la flexibilidad corporal de los animales y los modos generales de alimentación. Por otro lado, los factores de riesgo físico se definieron en función de las características de la tensión de los amarres, el volumen barrido y la curvatura. De entre 6 modelos diferentes de anclaje, el mayor riesgo fue asociado a los amarres tipo catenario, es decir, cadenas de amarre colgantes con una gran área de barrido. Los cabos de nylon y el uso de boyas accesorias tienen mayor potencial de enredo (Benjamins et al., 2012; Harnois et al., 2015). Las turbinas espaciadas y los amarres y cableados tensos y de gran diámetro han sido considerados de bajo riesgo para los cetáceos (Bailey et al., 2014; Benjamins et al., 2014). El material empleado en las líneas de amarre de la eólica marina, en comparación con las artes de pesca, es menos susceptible a la formación de bucles que incrementan el riesgo de enmalle (Benjamins et al., 2014). Lamentablemente, las propuestas de proyectos cuentan con poca definición sobre las características de los amarres y cableado a utilizar, lo que impide una inadecuada evaluación de este riesgo. Las áreas designadas de alto potencial para el desarrollo de la eólica marina en Canarias se encuentran comprendidas entre los 50 y 1500 metros de profundidad. Normalmente, el cableado y amarres que se establezcan para conectar las turbinas flotantes con el fondo marino deberán tener una longitud como mínimo igual a la profundidad para recorrer esta distancia en la columna de agua. En el caso de la instalación en aguas profundas, como es Canarias, cabe la posibilidad de que el cableado no sea enterrado. Se estima que las turbinas individuales con amarres tensionados, debido a la escala relativa entre el animal y la estructura, supondrían una probabilidad baja de encuentro con los animales (Garavelli, 2020).

En el caso de Escocia, no se han reportado enmallamientos primarios en estructuras de amarre o cables desde que comenzaron las operaciones en 2017 de una de las plantas de aerogeneradores flotantes de mayor tamaño (Maxwell et al., 2022). En estas aguas, ocurren especies comunes que pasan por Canarias, como el cachalote (*P. macrocephalus*), el rorcual común (*B. physalus*) y la orca (*O. orca*); pero el uso del hábitat y la densidad poblacional de esta y otras especies en Canarias podría diferir, y por tanto modificar el riesgo potencial de enmalle.

Otra infraestructura con cableado submarino relativamente comparable al necesario en la eólica marina es la de los cables de telecomunicaciones submarinos, aunque existe una diferencia de complejidad, dado que los cables de telecomunicaciones son sencillos y lineales, uniendo dos puntos, en contraposición con la eólica que consta de múltiples cables de unión entre aerogeneradores y puntos de descarga de energía (en costa u offshore). Existen reportes de cachalotes enredados en cables de telecomunicación (Heezen, 1957). Estos eventos se relacionaron con zonas del cable con una mayor holgura y situados en aguas profundas (118 m). Desde 1959, no se registraron más eventos de enmallamiento de cachalotes, relacionado por algunos investigadores con el cambio del diseño de los cables y el enterramiento de estos, junto con la mejora en las técnicas de instalación y reparación (Taormina et al., 2018; Wood & Carter, 2008). Los diámetros de los cables submarinos varían entre 5 y 30 cm, con un peso entre 15 y 120 kg/m (Taormina et al., 2018). Como ejemplo, en el estudio de Copping y Grear (2018) se estableció, en colaboración con empresas promotoras de eólica marina flotante, un diámetro de las líneas de amarre de 11.2 cm, con un peso de 8.2 kg/m; diámetro de los cables de 16.9 cm,

con un peso de 50.5 kg/m; y un diámetro de las boyas del cableado de 1.87 m x 1.6 m de largo. Estas medidas, son similares a cabos con los que se han encontrado a grandes ballenas enmalladas (Knowlton et al., 2016). Las aguas canarias son de especial importancia para el cachalote (*P. macrocephalus*) (Fais et al., 2016), por tanto, la evaluación del riesgo de enmallamiento de estos animales con los cables de las turbinas es de especial relevancia.

Por último, se prevé el crecimiento de biofouling en las estructuras sumergidas y semisumergidas. Esto podría aumentar el riesgo de enmallamiento secundario, al aumentar la rugosidad de las estructuras, facilitando la adhesión de artes de pesca y basura marina (Benjamins et al., 2014). Asimismo, las grandes ballenas podrían buscar el contacto con estructuras rugosas, como líneas de amarre o estructuras flotantes con biofouling, para eliminar piel muerta o parásitos (Benjamins et al., 2014). El uso de biocidas podría, por un lado, reducir el crecimiento de organismos en las estructuras, pero al mismo tiempo, aumentar los contaminantes presentes en el agua (Maxwell et al., 2022). Por otro lado, la infraestructura flotante tendría la capacidad de atraer agregaciones de peces, al igual que ocurre con otros dispositivos (Castro et al., 2001). Existen registros de ballenas que se han visto atraídas por dispositivos de agregación de peces (Brehmer et al., 2012), algo que es probable que ocurra con las estructuras de eólica flotante. Ello propiciaría la aparición de situaciones con riesgo de enmalle (Benjamins et al., 2014).

Kropp (2013) se basó en la literatura disponible sobre enmallamientos con artes de pesca para determinar la probabilidad de riesgo de enredo en los amarres de la eólica marina para Oregon (EE. UU.). En su caso, estableció un riesgo bajo de enredo por la rara presencia de grandes ballenas. En Canarias, estudios han demostrado que, debido al cambio climático, la presencia de ballenas es cada vez más frecuente y menos estacional, pudiendo encontrar especies como el rorcual tropical (*B. edeni*) durante todo el año (Sousa et al., 2023). Adicionalmente, estudios demuestran que, en los últimos años, el número de ballenas enmalladas, especialmente el rorcual tropical (*B. edeni*) y el rorcual aliblanco (*B. acutorostrata*), ha aumentado en Canarias (Puig-Lozano et al., 2020). En Canarias, hay reportes de varamiento de delfines causado por enmalles en palangres y en redes de pesca no empleadas por la flota local, siendo el principal afectado el delfín moteado (*S. frontalis*) (Puig-Lozano et al., 2020).

En el caso de que el animal llegue a enmallarse, Benjamins et al. (2014) expuso una baja probabilidad de liberación debido a la alta resistencia de las líneas de amarre a romperse. Los modelos sugirieron que la mayoría de los amarres serían demasiado fuertes para que los animales puedan liberarse. La resistencia de rotura recomendada para reducir los enmalles potencialmente mortales para grandes ballenas es ≤ 7.56 kN (≤ 1700 lbf) (Knowlton et al., 2016). Los sistemas de amarre se desarrollan con el objetivo de evitar roturas, ya que su objetivo principal es evitar el movimiento de la turbina aguantando las condiciones oceanográficas. Es por ello, que se prevé que, en caso de darse un evento de enmallamiento, las consecuencias serían graves para el animal (Benjamins et al., 2014). Por otro lado, la presencia de un animal, vivo o muerto, enredado en los amarres o cables podría afectar negativamente al funcionamiento de estos (Benjamins et al., 2014).

En el caso específico de Canarias, la gran diversidad de cetáceos presentes durante todo el año hace necesario la evaluación de distintos escenarios previos al diseño de cualquier estructura. En Canarias, encontramos cetáceos con hábitos más superficiales, entre los que se encuentran pequeños delfínidos, pero también grandes ballenas, pudiendo realizar actividades de alimentación, cría y migración en estas aguas. Por otro lado, la comunidad de cetáceos de buceo profundo es de especial importancia en Canarias. Especies como el calderón tropical, el cachalote y los zifios se sumergen a profundidades de entre 400 y más de 1000 m para

alimentarse. Como ya se ha mencionado, los comportamientos de alimentación podrían suponer un mayor riesgo de enmalle, por ello las profundidades en las que se produce esta actividad podrían ser sensibles a la presencia de estructuras artificiales. En el Anexo 1 refleja las profundidades registradas a día de hoy para las distintas especies. Comprender los patrones de movimiento de las especies de cetáceos presentes en zonas de desarrollo potencial de la eólica servirá para estimar los riesgos de colisión y enmalle (Johnston et al., 2014).

El aumento del número de turbinas y sus estructuras asociadas, la disminución del espacio entre turbinas y el efecto acumulativo del mismo afectará al riesgo de enmallamiento (Garavelli, 2020). Para poder evaluar el riesgo de enmallamiento es necesario obtener más información sobre el comportamiento de buceo, migración y alimentación de las especies de cetáceos a nivel local, así como las preferencias de uso de hábitat y la dinámica de movimiento de la basura marina. El aumento del conocimiento sobre la biología y ecología de estas especies ayudará a evitar la instalación de infraestructuras en áreas de importancia para las especies. La modelización puede ayudar a predecir los impactos, pero obtener datos empíricos aprovechando los parques ya construidos para validar estos modelos e informar de forma adecuada las perspectivas de desarrollo de esta industria. Como medida de mitigación indispensable, será crucial inspeccionar de forma rutinaria los amarres y cableado, retirando redes y desechos. Es importante conocer los efectos a nivel individual y a nivel poblacional. Por último, cabe destacar la relevancia de analizar el riesgo potencial de enmalle secundario en otras especies de megafauna protegida vulnerables a este tipo de impactos como son las tortugas marinas y los elasmobranquios.

2.3 Presencia física de turbinas

La presencia física de los aerogeneradores, tanto fijos como flotantes, puede conllevar modificaciones en el entorno, que pueden producirse en cualquiera de las etapas. Entre los efectos en el medio se incluyen cambios en la dinámica de corrientes y oleaje, cambios en la dinámica de sedimentación y cambios en los biotopos, incluyendo desaparición de existentes o introducción de nuevos (Lucke et al., 2006). Estos cambios pueden alterar la distribución de las especies presa, se discute en mayor profundidad en el apartado 8.2 del presente informe.

Si las turbinas son ubicadas en áreas de importancia, como pasos migratorios o zonas de alimentación y cría, podría producirse un efecto barrera por la presencia de estructuras bajo el agua (incluyendo pilotes, cableado, sistemas de anclaje y estructuras secundarias) que haga cambiar de dirección a los animales (Tougaard et al., 2003). La presencia física de las turbinas puede conllevar estresores secundarios derivados, como colisiones y ruido (Maxwell et al., 2022). Todo ello puede llevar al desplazamiento de las distintas especies, con la consecuente pérdida del uso del hábitat. Teilmann et al. (2008) registraron una evitación de la zona del parque eólico durante dos años por parte de marsopas comunes, planteando entre las causas el ruido, la presencia de las turbinas, las alteraciones del fondo marino o la alteración en la presencia de presas.

Una colisión consiste en el contacto físico entre un organismo y un dispositivo o su campo de presión, potencialmente derivando en lesiones de distinta gravedad (Wilson et al., 2006) Los cetáceos son considerados como animales altamente móviles y con excelentes capacidades sensitivas, pero estudios han concluido que existe la posibilidad de colisionar con dispositivos de energía marina (Carter et al., 2008). A pesar de tener una buena visión subacuática, esta está limitada por la presencia de luz, siendo las señales acústicas el componente sensorial principal a la hora de detectar y evitar objetos (Carter et al., 2008). Varios factores pueden influir en el

riesgo de producir una colisión (Wilson et al., 2006): características del objeto (ej. color, brillo y forma), condiciones ambientales (ej. baja visibilidad, altas corrientes), la especie (tamaño, capacidades motoras y sensoriales), la edad del animal (juveniles con menor habilidad y experiencia), el tamaño del animal, el comportamiento (algunas estrategias de alimentación, animales gregarios o individuos curiosos son de mayor riesgo), la velocidad de natación o el uso del hábitat. Especies de buceo profundo, como el cachalote (*P. macrocephalus*) y los zifios, podrían estar menos acostumbrados a maniobrar entre estructuras antropogénicas en la columna de agua (Wilson et al., 2006). Por otro lado, la colisión de animales de gran tamaño, como ballenas barbadas y cachalotes, podría ocasionar daños a la infraestructura (Wilson et al., 2006).

Por último, la presencia de las turbinas, incluyendo las estructuras de amarre, pueden servir de base para el anclaje y proliferación de otras especies, pudiendo atraer la presencia de peces y a sus depredadores (Bailey et al., 2014; Wilson et al., 2006). Esto se discute en el apartado 9 del presente informe.

2.4 Contaminación

Existen varias fuentes potenciales de contaminación derivadas de la instalación y operación de eólica marina. Durante la etapa de construcción, el aumento de la sedimentación podría producir la liberación de contaminantes (Wenger et al., 2017). Se han encontrado niveles altos de metales en las zonas centrales de parques de eólica marina (Wang et al., 2023). El aumento de tráfico en la zona y el uso de maquinaria podría aumentar la presencia de contaminantes, además de existir un riesgo de producir accidentes. Algunos investigadores están estudiando la potencial contaminación por corrosión de las estructuras asociadas (Reese et al., 2019). El uso de biocidas podría, por un lado, reducir el crecimiento de organismos en las estructuras, pero al mismo tiempo, aumentar los contaminantes presentes en el agua (Maxwell et al., 2022).

Por último, un estudio detectó una menor cantidad de microplásticos en zonas de eólica marina, asociado al efecto de la presencia de las turbinas sobre la dinámica de sedimentación (Wang et al., 2018). Aun así, este estudio debe tomarse con precaución ya que las características del área de estudio (el delta del río Yangtze, 8 m de profundidad), son muy diferentes a las aguas abiertas y profundas propuestas para el desarrollo de la eólica marina en Canarias. Los cetáceos pueden ingerir plásticos a través de sus presas (Burkhardt-Holm & N'Guyen, 2019; Puig-Lozano et al., 2018), con efectos inciertos a nivel poblacional (Baulch & Perry, 2014). La presencia de las turbinas en zonas de corriente podría atrapar microplásticos que podrían ser ingeridos por distintas especies de cetáceos, con especial relevancia la familia de los zifios (López-Martínez et al., 2023) y otros cetáceos teutófagos.

Se desconoce los efectos que podrían tener los factores contaminantes asociados a la eólica marina. Es probable que estos efectos sean mayores en las comunidades de peces e invertebrados, pudiendo escalar a los cetáceos. Es recomendable estudiar el potencial de los efectos acumulativos.

2.5 Tráfico marítimo

El tráfico marítimo de la zona puede verse modificado en las distintas fases de vida de la planta de aerogeneradores y actividades asociadas: investigación, construcción, operación, mantenimiento, desmantelamiento y evaluación ambiental. Las embarcaciones empleadas varían en su tipología y tamaño (entre 8-73 toneladas de registro bruto y 11-217 metros de eslora, (Oilfield Publications, 2003)), incluyendo barcos para el transporte de personal, mercancías y maquinaria; barcos para actividades de investigación y desmantelamiento y plataformas de trabajo (Lucke et al., 2006). El número de barcos y desplazamientos variará según la fase y las necesidades de las instalaciones.

La presencia de tráfico marítimo introduce ruido antropogénico en la zona, con efectos acumulativos, y también introduce riesgos de colisión. Ello incluye embarcaciones de grandes dimensiones necesarias para las operaciones de instalación, mantenimiento y desmantelamiento. Todos los barcos pueden colisionar con los animales, pero se ha estimado que las embarcaciones de más de 80 m producen eventos severos o letales en grandes ballenas (Laist et al., 2014). En Canarias, las colisiones con grandes embarcaciones son un problema en incremento (Carrillo & Ritter, 2010). De especial importancia es el efecto de las colisiones en las poblaciones de cachalote en Canarias, donde se ha estimado que la capacidad de reclutamiento se ve superada por la tasa de mortalidad por colisión con embarcaciones, con serios riesgos para la supervivencia de la población (Fais et al., 2016).

Por otro lado, la presencia de plantas de aerogeneradores impide el paso a embarcaciones ajenas a las instalaciones. Esto podría por tanto causar el efecto contrario en el número de colisiones y ruido generado en zonas con alto tráfico marítimo previamente existente. El conocimiento de áreas de importancia y estacionalidad puede reducir el riesgo de colisión, al igual que el establecimiento de límites de velocidad y observadores en los barcos (Carrillo & Ritter, 2010).

2.6 Magnetismo

Aunque el uso del magnetismo en los cetáceos es aún ampliamente debatido y no se ha podido comprobar científicamente, los mecanismos mediante los cuales las distintas especies de cetáceos navegan aún son desconocidas, y entre las distintas teorías propuestas se encuentra el uso de campos magnéticos. Algunos estudios sugieren la existencia en cetáceos de un sistema sensorial magnético y su uso durante las migraciones (Horton et al., 2011; Kirschvink, 1990; Walker et al., 2003). Otros estudios han relacionado los varamientos de algunas especies de cetáceos con errores de navegación provocados por cambios en el campo magnético terrestre debido a una alta actividad solar (Ferrari, 2017; Kirschvink, 1990; Vanselow, 2020; Vanselow et al., 2018), aunque un estudio posterior no encontró esta correlación (Pulkkinen et al., 2020). Los resultados de un estudio reciente indicaron que los varamientos estaban más relacionados con cambios en el sonido de radiofrecuencias provocado por la afección de las tormentas solares en la magnetosfera (Granger et al., 2020, 2022). Estos cambios en las radiofrecuencias tendrían un efecto en los hipotéticos sensores de magnetorrecepción de los animales, relacionados con los pares radicales (Granger et al., 2020). La hipótesis de los pares radicales podría explicar la sensibilidad incluso a campos magnéticos débiles detectadas en diversos procesos biológicos en numerosas especies y es la hipótesis más aceptada para explicar la navegación de las aves mediante la magnetorrecepción (Zadeh-Haghighi & Simon, 2022). Por el contrario, el estudio realizado por Horton et al. (2011) desveló que las ballenas jorobadas (*M.*

novaeangliae) no han modificado sus patrones de migración en los últimos años en un océano cambiante en sus condiciones oceanográficas y geomagnéticas, sugiriendo un sistema de navegación orientado por diversos factores no magnéticos. El uso del campo magnético para la orientación en cetáceos aún no es concluyente (Horton et al., 2022). Por otro lado, un estudio realizado por Czech-Damal et al. (2012) demostró la sensibilidad de un delfín costero (*Sotalia guianensis*) a campos eléctricos, con un umbral de detección de campos eléctricos débiles de $460 \mu\text{V m}^{-1}$. Este estudio sugiere la evolución de electrorreceptores a partir de mecanorreceptores, como son las vibrisas que podemos encontrar en el rostro de los cetáceos.

La influencia de los campos magnéticos no engloba sólo las capacidades de navegación. El efecto de los campos electromagnéticos ha sido reportado en diferentes procesos biológicos en diversos grupos taxonómicos (ver referencias de Zadeh-Haghighi & Simon, 2022), incluyendo cambios en el reloj circadiano, funcionamiento de órganos como el cerebro, cantidad de minerales y moléculas como el calcio y especies reactivas de oxígeno, y efectos a nivel celular (células madre) y molecular (ADN). No existen estudios realizados en cetáceos sobre los efectos de los campos magnéticos en estos aspectos.

La infraestructura de la energía eólica marina incluye una red de cables conductores de electricidad que conectan estas turbinas entre sí y con las estaciones de descarga de energía finales en tierra o intermedias en el mar. Estos cables generan campos eléctricos y magnéticos dependientes del tipo de cable (Meißner & Sordyl, 2006), cuya influencia en el campo magnético natural es aún desconocida. Cables con un sistema de transmisión con un apantallamiento perfecto no producirán campos eléctricos directos fuera del cable, pero podrían surgir campos eléctricos inducidos ($25\mu\text{V/m}$) (CMACS, 2003). Algunas medidas del campo magnético cerca de los cables incluyen $1.6 \mu\text{T}$ para corriente alterna (CMACS, 2003) y $250 \mu\text{T}$ para corriente continua (Cable Báltico 450 kV, 600MW) (Lucke et al., 2006; Matthäus, 1995). El Cable Báltico produce desviaciones en las brújulas magnéticas que el tráfico marítimo debe tener en cuenta para navegar correctamente (Lucke et al., 2006; Söker et al., 2000). No existen estudios empíricos concretos acerca de la potencial influencia de los campos magnéticos o eléctricos generados por la eólica marina en los cetáceos.

Los cables asociados a la eólica marina fija pueden estar enterrados o depositados sobre el fondo marino. En el caso de la eólica flotante, se espera que al menos parte de los cables (correspondiente a la conexión de las turbinas con el fondo marino) esté suspendida en la columna (Gill & Desender, 2020; Hutchison et al., 2020). En aguas profundas como Canarias, es probable que la totalidad de los cables de turbinas eólicas flotantes estén suspendidos en la columna de agua. Aunque el enterramiento de los cables podría reducir posibles efectos de los campos magnéticos en la fauna pelágica, su efectividad no está clara (Bennun et al., 2021) y su enterramiento podría afectar a especies bentónicas (Maxwell et al., 2022). Por último, cabe destacar la relevancia de analizar el riesgo potencial de afección de las modificaciones en los campos electromagnéticos en otras especies de megafauna protegida vulnerables a este tipo de impactos como son las tortugas marinas y los elasmobranchios.

2.7 Temperatura

La temperatura es un parámetro que condiciona el hábitat de muchas especies, especialmente ligado a la presencia de presas y condiciones fisiológicas (Chambault et al., 2018; Nuutila et al., 2018; Zepeda-Borja et al., 2022), pero que también ha sido relacionado en Canarias a especies de cetáceos como el calderón tropical (Montero & Arechavaleta, 1996) El cableado submarino de alto voltaje podría calentarse a $70\text{-}90^\circ\text{C}$, calentando el sedimento y agua circundante hasta 2-

3 m del cable (Künitzer, 2006). Algunos autores han estimado que estos cambios no serán significativos (Maxwell et al., 2022).

2.8 Efectos en presas

La proliferación y desarrollo de la energía eólica marina puede conllevar impactos considerables en diversos grupos de animales marinos, incluyendo especies que son presas fundamentales para los cetáceos (Wahlberg & Westerberg, 2005). Para la conservación efectiva de estos últimos, es necesario procurar el mantenimiento de las poblaciones de sus presas potenciales y la accesibilidad a las mismas.

Las grandes ballenas, como el rorcual tropical (*B. edeni*), se alimentan de bancos de pequeños peces como la sardina (*Sardina pilchardus*) y el trompetero (*Macroramphosus sp.*), además de zooplancton (Steiner et al., 2008). Los delfínidos de pequeño tamaño, como el delfín mular (*T. truncatus*), el delfín de dientes rugosos (*S. bredanensis*) y el delfín moteado (*S. frontalis*), también se alimentan principalmente de peces a distintas profundidades (Fernández et al., 2009; Milani et al., 2021; Sekiguchi et al., 1992), aunque su dieta es variada pudiendo encontrar también especies de moluscos y crustáceos entre su alimentación (Fernández et al., 2009). Las orcas (*O. orca*) y falsas orcas (*P. crassidens*), incluyen peces de mayor tamaño en su dieta, como diferentes especies de túnidos (Ford, 2009; Guinet et al., 2007; Zaeschmar & Estrela, 2022). Además, en la región canaria, es de especial importancia la comunidad de cetáceos teutófagos, como los zifios, calderones y cachalotes, que se alimentan a grandes profundidades de peces y especialmente de diversas especies de cefalópodos (Clarke, 1996; Hernández-García & Martín, 1994; Santos et al., 2007), como *Todarodes saggitatus* o *Lepidoteuthis grimaldii*, aprovechando la riqueza de especies de este grupo en la zona (Escánez et al., 2021).

La disminución en la cantidad de presas o cambios en su ubicación, podrían manifestarse en cambios en la dieta de los cetáceos o desplazamientos geográficos para buscar alimento con un aumento del gasto energético asociado. En última instancia, estas perturbaciones podrían afectar la salud fisiológica, el éxito reproductivo y las capacidades de supervivencia, con posibles efectos a nivel poblacional (Maxwell et al., 2022). Los impactos específicos pueden variar según cada especie y sus hábitos alimenticios. Por lo tanto, es fundamental obtener más información sobre la dieta de estas especies, incluyendo posibles cambios estacionales en la misma y las zonas de alimentación.

Ruido submarino

Al igual que los cetáceos, sus presas son sensibles a los sonidos, incluyendo peces e invertebrados (Aguilar de Soto, 2016; Solé et al., 2022). El ruido submarino generado por la construcción, operación y desmantelamiento de parques eólicos marinos es un factor importante que considerar en las presas de los cetáceos (Wilson et al., 2010a). Nuevamente, las turbinas fijas y flotantes podrían mostrar diferencias significativas en el impacto sonoro, especialmente en la etapa de construcción (Jiang, 2021).

El efecto del ruido en invertebrados marinos puede variar desde aparentemente nulo hasta pérdida de efectivos (Aguilar de Soto, 2016). Los efectos pueden producirse en todas las etapas del desarrollo, incluyendo el desarrollo larvario, con estudios que demuestran malformaciones y retrasos en el crecimiento de larvas de moluscos producidos por bajos niveles de sonido (Aguilar de Soto et al., 2013). Los resultados del estudio de Pine et al. (2016) sugieren que el ruido emitido por las turbinas eólicas influye significativamente en la metamorfosis de las larvas de cangrejo de estuario. También se ha indicado el impacto potencial de la exposición a

ruidos bajos constantes de los dispositivos de energía marina en organismos sésiles (A. B. Gill, 2005b). Por otra parte, el estudio experimental con la sepia común (*S. officinalis*) de Solé et al. (2022) reveló que la exposición a los sonidos de la construcción de turbinas eólicas en alta mar tuvo efectos negativos en diferentes etapas de desarrollo de esta especie. Estos resultados se basaron en fuentes de sonido individuales y no tuvieron en cuenta posibles efectos acumulativos de múltiples fuentes de ruido. En el caso de otras especies de cefalópodos se ha observado que son acústicamente sensibles y muestran comportamientos de evasión y cambios en su alimentación en respuesta a sonidos intensos de baja frecuencia. Estos cambios en el comportamiento, como la reducción en las tasas de captura, eventos de depredación fallida y respuestas de sobresalto, pueden tener un impacto directo en su supervivencia y éxito reproductivo. Además, se ha notado que estos efectos pueden persistir incluso después de la exposición al ruido, lo que plantea preocupaciones adicionales sobre su recuperación (Solé et al., 2022).

Los efectos conductuales causados por el ruido de instalación de pilotes, como la evitación, las reacciones de huida, la respuesta de alarma y cambios en el comportamiento de agrupación, son posibles, pudiendo llegar a generar efectos físicos, como lesiones internas o externas, sordera e incluso casos de mortalidad en las cercanías de la instalación de pilotes (Thomsen et al., 2006; Wilson et al., 2010). En cuanto al ruido operativo de los aerogeneradores marinos, su detección se extiende aproximadamente hasta 4 km para especies como el bacalao o el arenque, y posiblemente hasta 1 km para el lenguado y el salmón (Thomsen et al., 2006). Dentro de esta zona, también puede ocurrir el enmascaramiento de la comunicación entre individuos de la misma especie. Es importante destacar que los efectos conductuales y fisiológicos, como el estrés, son posibles debido al ruido operativo de las granjas eólicas marinas, aunque generalmente se limitan a distancias muy cercanas (Thomsen et al., 2006; Wahlberg & Westerberg, 2005). Se ha demostrado que, en el caso del arenque, repelen las vibraciones (a una intensidad de sonido 70 dB por encima del umbral) (Blaxter & Batty, 1985). Además, los peces detectan el sonido de los motores de las embarcaciones, haciendo que se muevan a mayor profundidad (Wardle, 1986). Otro estudio realizado por Cresci et al. (2023), demostró que las larvas de bacalao del Atlántico (*Gadus morhua*) eran atraídas por ruido de baja frecuencia que simulaba turbinas eólicas en funcionamiento. Este hecho refleja la influencia potencial de la eólica marina en la dispersión de esta especie. En el estudio de Puig-Pons et al. (2021) realizado con atún rojo en cautividad se observó como la simulación de frecuencias de sonido producidas por eólica marina fija modificaba el comportamiento llegando a producir desorientación.

Un aumento en los niveles de ruido antropogénico podría tener consecuencias negativas tanto para los individuos como para las poblaciones. Aunque el sonar, clavado de pilotes y explosiones suelen atraer la mayor atención, también se ha argumentado que puede darse un impacto más significativo en los peces provocado por sonidos menos intensos, pero de mayor duración (Slabbekoorn et al., 2010). No obstante, se ha indicado que la intensidad del sonido generada por los molinos de viento es demasiado baja para causar discapacidad auditiva permanente o transitoria en los peces (Wahlberg & Westerberg, 2005).

Los trabajos sobre los efectos inducidos por el sonido en los peces, y otras especies presa de cetáceos, son relativamente escasos y los resultados son variables. A menudo es difícil extrapolar los resultados obtenidos en investigaciones específicas a diferentes condiciones, debido a las diferencias en los sistemas auditivos de las especies en cuestión y a las diferencias en las propiedades físicas del estímulo sonoro (Popper & Hastings, 2009). Hasta ahora, los datos disponibles sólo permiten un enfoque inicial hacia una evaluación de cómo el ruido de los parques eólicos afectará a las especies presa de los cetáceos.

Presencia física de turbinas

La presencia física de los aerogeneradores, tanto fijos como flotantes, puede conllevar modificaciones en el entorno, que pueden producirse en cualquiera de las etapas. Entre los efectos en el medio se incluyen cambios en la dinámica de corrientes y oleaje, cambios en la dinámica de sedimentación y cambios en los biotopos, incluyendo desaparición de existentes o introducción de nuevos (Lucke et al., 2006). Las implicaciones de las alteraciones en la hidrodinámica del medio marino están poco estudiadas, pero podrían implicar diversos efectos sobre las especies (Shields et al., 2011; van Berkel et al., 2020). La mayoría de los estudios analizan estos procesos mediante modelos (Floeter et al., 2017) con resultados diversos. Se han registrado reducciones de la velocidad media de la corriente en la zona de los aerogeneradores (Mittendorf & Zielke, 2002 en Lucke et al., 2006) y una reducción en el grado de estratificación de la columna de agua de forma local (Leder, 2003 en Lucke et al., 2006). Por otro lado, (Cooper & Beiboer, 2002), indicaron un bajo riesgo de efectos significativos en los procesos costeros de la zona por el emplazamiento de eólica marina, pero con impactos más severos en las condiciones físicas del ambiente (corriente, oleaje y erosión). Estos estudios se han realizado principalmente con parques de pequeña escala. En el Mar del Norte, un estudio proporcionó indicaciones empíricas de un aumento del mezclado vertical del agua dentro de un parque eólico, pero no se registraron cambios en la distribución de los peces (Floeter et al., 2017). También se han registrado eventos de eutrofización y anoxia local (Janßen et al., 2015; Rezaei et al., 2023) y cambios en la dinámica de corrientes y de viento (Cazenave et al., 2016; Li et al., 2014). Algunos autores han considerado una baja probabilidad de producirse procesos de eutrofización apoyado en características oligotróficas e hidrodinámicas de las aguas canarias (Abramic et al., 2021, 2022). En las aguas canarias se ha descrito una termoclina estacional que separa las aguas superficiales pobres en nutrientes de las aguas profundas ricas en nutrientes (Cianca et al., 2007; de Leon & Braun, 1973), con una estratificación de las comunidades planctónicas estacional relacionadas con cambios sutiles de temperatura (Schmoker & Hernández-León, 2013). Abramic et al. (2021) consideraron no significativo el impacto potencial de los cambios en las condiciones hidrográficas en Canarias (corriente, olas, turbidez y salinidad), sin embargo, otros autores resaltan la posibilidad de que las aguas profundas estratificadas podrían sufrir procesos de mezclado por la construcción de eólica fija o flotante que alteren las dinámicas de la zona (Dorrell et al., 2022). Broström (2008) menciona la posible influencia de los aerogeneradores en los patrones de viento, que a su vez podrían influir en el patrón de afloramiento de aguas fría profundas, cambiando la estructuración de la temperatura y nutrientes. Por último, durante la fase de construcción y operación pueden producirse plumas de sedimento (Baeye & Fettweis, 2015; Vanhellefont & Ruddick, 2014). Las modificaciones en las condiciones oceanográficas pueden tener impactos a escala kilométrica (Cazenave et al., 2016; Li et al., 2014; Vanhellefont & Ruddick, 2014), pudiendo influir en los patrones de distribución de diversas especies y la dispersión de las larvas. Posibles modificaciones en la productividad de la zona, que favorece la presencia de especies presas como los cefalópodos en el archipiélago (Escánez et al., 2018), derivadas de cambios en la estratificación de las capas de agua por la presencia de estructuras artificiales, podría alterar la disponibilidad de alimento para los cetáceos.

Por otra parte, la instalación de aerogeneradores marinos puede llevar al desplazamiento de las especies presentes en la zona, provocando el abandono de áreas de importancia para actividades de reproducción o alimentación, con posibles impactos a nivel del individuo o poblacional (Escánez et al., 2018; Welcker & Nehls, 2016). Estos cambios en el comportamiento de las especies pueden tener efectos significativos a nivel tanto individual como poblacional, especialmente en el caso de especies de alta importancia ecológica. Las especies altamente migratorias podrían ver afectadas sus rutas de migración por la presencia física de las turbinas

que hagan un efecto barrera, pero evaluar esta afección es complicado debido a la amplia distribución de las especies y la dificultad para determinar áreas de importancia (Maxwell et al., 2022).

Las estructuras de energía eólica marina pueden actuar como dispositivos de concentración de peces (FAD), pudiendo derivar en efectos beneficiosos. Mavraki et al. (2021) obtuvieron un uso de las aguas de los parques eólicos para alimentación durante períodos de tiempo prolongados en especies bentónicas y bentopelágicas, pero no en las pelágicas. Floeter et al. (2017) no detectaron cambios significativos en la distribución de peces pelágicos, mientras que (Stenberg et al., 2011) observaron cambios anuales en la abundancia de peces pelágicos tanto en el interior como en el exterior. Por otro lado, estas estructuras tienen la posibilidad de crear zonas de exclusión pesquera efectivas, con un “efecto reserva” (Wilhelmsson et al., 2006). Este efecto se discute en más detalle en la sección 4 del presente informe.

Integridad del hábitat

El buen estado del hábitat puede tener un impacto significativo en la ecología y el comportamiento de las especies marinas, particularmente aquellas asociadas con el fondo marino. Las especies bentónicas, que viven asociadas al fondo marino y generalmente tienen una capacidad de dispersión limitada, son especialmente vulnerables a la destrucción de su hábitat. La fase de construcción, operación y desmantelamiento de las turbinas puede suponer un riesgo potencial para los hábitats bentónicos. Los anclajes y cables pueden generar impactos significativos debido al arrastre continuado y contacto directo con el fondo (Milazzo et al., 2004; Broad et al., 2020) siendo de especial importancia en la eólica flotante (Maxwell et al., 2022). Ambos tipos de eólica pueden producir cambios en la dinámica de sedimentación (Maxwell et al., 2022; Miller et al., 2013), alterando las características del hábitat y pudiendo liberar contaminantes al medio ambiente (Wenger et al., 2017), alterando la calidad del agua en la zona. En la fase de construcción, el movimiento de sedimentos podría crear plumas sedimentarias (Baeye y Fettweis, 2015), lo que puede afectar a la cantidad de luz que llega a los organismos. El efecto de la pluma de sedimentos derivada de la construcción se espera que sea de corta duración, en cambio las modificaciones del sustrato se prevén de larga duración (Söker et al., 2000). En el caso de la eólica flotante, se deberá tener en cuenta como posible estresor la producción de plumas de sedimento durante la construcción y operación (Maxwell et al., 2022)

Algunas especies pelágicas podrían verse también afectadas debido a la existencia de una etapa bentónica en su ciclo de vida, durante la fase juvenil o en la puesta de huevos. Estudios recientes, han estimado un impacto muy alto sobre ecosistemas protegidos en Canarias, como es el sebadal (*Cymodocea nodosa*) (Abramic et al., 2022), hábitat del cual dependen diversas especies de peces e invertebrados durante al menos alguna etapa de su ciclo vital (Espino et al., 2011). La pérdida de ecosistemas clave podría tener efectos en cascada difíciles de predecir.

Las estructuras duras utilizadas para soportar las turbinas eólicas o proteger sus cimientos pueden crear hábitats artificiales de fondos duros que atraen a los peces y sus larvas. Este fenómeno sugiere la posibilidad de que los parques de eólica marina puedan contribuir al aumento potencial de la producción local de especies de peces, especialmente aquellas clasificadas como bentopelágicas y bentónicas, siendo necesaria una mayor comprensión del impacto en las especies pelágicas (Vandendriessche et al., 2015; Mavraki et al., 2021).

Sin embargo, esto a menudo va acompañado de la destrucción del hábitat original del fondo debido a la destrucción física directa o a modificaciones en la hidrodinámica local que provocan una mayor erosión de los sedimentos blandos. Los efectos de estos cambios pueden extenderse más allá del área inmediata de la construcción y afectar a otras especies y hábitats en la región

(Lloret et al., 2022; Vaissière et al., 2014; Wilson et al., 2010b). La introducción de estas estructuras puede modificar el hábitat y alterar la composición de la biota (van Hal et al., 2017; Y. Wang et al., 2021; Wilhelmsson & Malm, 2008). Esto puede incluir cambios en la estructura de las redes tróficas, la competencia por recursos y la entrada de especies invasoras, con resultados difíciles de predecir a nivel ecosistémico.

La magnitud de los efectos resultantes del desplazamiento de las especies y los cambios en el hábitat depende en gran medida de la calidad y la disponibilidad de hábitats restantes en las áreas circundantes y de la capacidad de las especies para adaptarse a estas perturbaciones. Evitar la instalación en áreas de importancia para especies sensibles puede evitar provocar impactos significativos a nivel local (Miller et al., 2013).

Magnetismo

Los cables conductores de la electricidad producida por los aerogeneradores generan un campo eléctrico y un campo magnético (A. B. Gill et al., 2014). Estudios han demostrado que algunas especies de peces son sensibles al magnetismo y utilizan la información del campo geomagnético para orientarse (Bevelhimer et al., 2013; Peters et al., 2007). Los efectos de los campos magnéticos producidos por los cables pueden interferir con la habilidad de percibir o reaccionar ante las señales magnéticas naturales, lo que podría tener un impacto en la tasa de supervivencia, tasa de reproducción y sus patrones de migración (Tricas & Gill, 2011). No obstante, no existen pruebas concluyentes de que los cables se interpongan en la migración de algunas especies de manera significativa. Aun así, es importante tener en cuenta que especies magneto-sensibles podrían reaccionar de manera diferente (Westerberg & Lagenfelt, 2008).

Gill et al. (2012) concluyó que las suposiciones respecto al impacto limitado de los campos electromagnéticos estaban basadas en una comprensión incompleta de cómo las especies, principalmente las migratorias, se desplazan por el entorno. Debido a las evidencias existentes de la sensibilidad a los campos magnéticos de diversas especies, se ha elevado la importancia de estudiar el potencial impacto de los campos electromagnéticos generados por los cables submarinos en el movimiento de especies migratorias (Klimley et al., 2021).

Temperatura

La distribución de muchas especies, incluyendo pelágicas y bentónicas, viene determinada por la temperatura, entre otros parámetros (Anadón et al., 2005). Posibles modificaciones en la productividad de la zona, que favorecen la presencia de especies presas como los cefalópodos en el archipiélago (Escánez et al., 2018), derivadas de cambios en la temperatura, podría alterar la disponibilidad de alimento. El cableado submarino de alto voltaje podría calentarse a 70-90°C, calentando el sedimento y agua circundante hasta 2-3 m del cable (Künitzer, 2006). Esto podría facilitar el asentamiento de especies tropicales.

2.9 Efectos positivos sobre los cetáceos

Además de los beneficios evidentes de la producción de energía limpia para la reducción de la producción de GEI, varios estudios han propuesto efectos positivos sobre los cetáceos derivados de la construcción de parques de energía eólica marina.

La instalación de eólica marina podría establecer áreas prohibidas para la pesca y el tráfico marítimo (Ashley et al., 2014). Este efecto de “Área Marina Protegida” (Hammar et al., 2016) podría reducir el riesgo de colisión de los animales con embarcaciones y el riesgo de captura

accidental, al igual que reducir la presión pesquera sobre especies presas de los cetáceos (Hammar et al., 2016; Püts et al., 2023). Este efecto será más relevante en áreas con presiones antropogénicas elevadas.

Por otro lado, la instalación de eólica marina puede conllevar la destrucción de los hábitats bentónicos y la modificación de las condiciones en la columna de agua, pero también proporciona nuevas superficies de sustrato sólido donde pueden llegar a desarrollarse arrecifes artificiales (Langhamer et al., 2009; Wilhelmsson et al., 2006) compensando la pérdida de hábitat (Wilson & Elliott, 2009). Se ha observado que estos arrecifes artificiales pueden actuar como puntos de agregación de diferentes especies (Andersson & Öhman, 2010; Krägefsky, 2014; Raoux et al., 2018; Reubens et al., 2013; Simon et al., 2011; Haberlin et al., 2022). Esta atracción de presas potenciales podría fomentar la presencia de cetáceos en la zona (Scheidat et al., 2011). Es importante señalar, que esta presencia de cetáceos no implica ausencia de impacto, ya que los animales podrían optar por no abandonar zonas de especial importancia para el desarrollo de sus actividades vitales. Se ha propuesto incluso el uso de parques eólicos marinos con una gestión adecuada y diseños respetuosos con la naturaleza para recuperar áreas degradadas (Inger et al., 2009; Hermans et al., 2020).

Los arrecifes artificiales pueden promover la heterogeneidad de hábitats, algo positivo para la diversidad biológica, pero a la vez pueden modificar la estructura y funcionamiento del ecosistema (Degraer et al., 2020). Estudios han demostrado que este nuevo hábitat creado puede diferenciar significativamente del hábitat y especies originales (Langhamer, 2012) y que los arrecifes artificiales podrían facilitar el asentamiento de especies invasoras (Glasby et al., 2007; Sheehy & Vik, 2010). Por tanto, el efecto de atracción de fauna debe tener en consideración la naturaleza y ubicación del arrecife artificial, ya que podría modificar su carácter positivo (Simon et al., 2011).

La eólica marina podría tener efectos positivos para el medio ambiente dependientes de una ubicación, diseño y manejo adecuados, pero el conocimiento que tenemos es limitado (Inger et al., 2009; Hammar et al., 2016).

5. Referencias

- Abramic, A., Cordero-Penin, V., & Haroun, R. (2022). Environmental impact assessment framework for offshore wind energy developments based on the marine Good Environmental Status. *Environmental Impact Assessment Review*, 97. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2022.106862>
- Abramic, A., García Mendoza, A., & Haroun, R. (2021). Introducing offshore wind energy in the sea space: Canary Islands case study developed under Maritime Spatial Planning principles. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 145. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111119>
- Aguilar de Soto, N. (2016). *Peer-Reviewed Studies on the Effects of Anthropogenic Noise on Marine Invertebrates: From Scallop Larvae to Giant Squid* (pp. 17-26). https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2981-8_3
- Aguilar de Soto, N., Delorme, N., Atkins, J., Howard, S., Williams, J., & Johnson, M. (2013). Anthropogenic noise causes body malformations and delays development in marine larvae. *Scientific Reports*, 3(1), 2831. <https://doi.org/10.1038/srep02831>
- Aguilar de Soto, N., Johnson, M. P., Madsen, P. T., Díaz, F., Domínguez, I., Brito, A., & Tyack, P. (2008). Cheetahs of the Deep Sea: Deep Foraging Sprints in Short-Finned Pilot Whales off Tenerife (Canary Islands). *Source: Journal of Animal Ecology*, 77(5), 936-947.
- Aguilar Soto, N., Johnson, M., Madsen, P. T., Tyack, P. L., Bocconcelli, A., & Fabrizio Borsani, J. (2006). Does intense ship noise disrupt foraging in deep-diving cuvier's beaked whales (<i>Ziphius cavirostris</i>)? *Marine Mammal Science*, 22(3), 690-699. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2006.00044.x>
- Alves, F., Alessandrini, A., Servidio, A., Mendonça, A. S., Hartman, K. L., Prieto, R., Berrow, S., Magalhães, S., Steiner, L., Santos, R., Ferreira, R., Pérez, J. M., Ritter, F., Dinis, A., Martín, V., Silva, M., & Aguilar de Soto, N. (2019). Complex biogeographical patterns support an ecological connectivity network of a large marine predator in the north-east Atlantic. *Diversity and Distributions*, 25(2), 269-284. <https://doi.org/10.1111/ddi.12848>
- Anadón, R., Duarte, C. M., & A. Celso Fariña. (2005). Impacts on marine ecosystems and the fisheries sector. En *IMPACTS OF CLIMATIC CHANGE IN SPAIN* (pp. 143-178).
- Andersson, M. H., & Öhman, M. C. (2010). Fish and sessile assemblages associated with wind-turbine constructions in the Baltic Sea. *Marine and Freshwater Research*, 61(6), 642. <https://doi.org/10.1071/MF09117>
- André, M., van der Schaar, M., Zaugg, S., Houégnyan, L., Sánchez, A. M., & Castell, J. V. (2011). Listening to the Deep: Live monitoring of ocean noise and cetacean acoustic signals. *Marine Pollution Bulletin*, 63(1-4), 18-26. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.04.038>
- Anon. (1999). *Abrasive water-jet cutting for platform removal and well abandonment*.
- Archer, F. I., Brownell Jr, R. L., Hancock-Hanser, B. L., Morin, P. A., Robertson, K. M., Sherman, K. K., & Taylor, B. L. (2019). Revision of fin whale Balaenoptera physalus (Linnaeus, 1758) subspecies using genetics. *Journal of Mammalogy*, 100(5), 1653-1670.
- Archer, F. I., & Perrin, W. F. (1999). <i>Stenella coeruleoalba</i>. *Mammalian Species*, 603, 1-9.
- Ashley, M. C., Mangi, S. C., & Rodwell, L. D. (2014). The potential of offshore windfarms to act as marine protected areas - A systematic review of current evidence. *Marine Policy*, 45, 301-309. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2013.09.002>
- Au, W. (1993). *The sonar of dolphins*. 277. https://books.google.com/books/about/The_Sonar_of_Dolphins.html?hl=es&id=Q3MIsrPDA5EC
- Au, W. W., Kastelein, R. A., Rippe, T., & Schooneman, N. M. (1999). Transmission beam pattern and echolocation signals of a harbor porpoise (<i>Phocoena phocoena</i>). *The Journal of the Acoustical Society of America*, 106(6), 3699-3705.
- Azevedo, A. F., Flach, L., Bisi, T. L., Andrade, L. G., Dorneles, P. R., & Lailson-Brito, J. (2010). Whistles emitted by Atlantic spotted dolphins (<i>Stenella frontalis</i>) in southeastern Brazil. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 127(4), 2646-2651.
- Baeye, M., & Fettweis, M. (2015). In situ observations of suspended particulate matter plumes at an offshore wind farm, southern North Sea. *Geo-Marine Letters*, 35(4), 247-255. <https://doi.org/10.1007/s00367-015-0404-8>
- Bailey, H., Brookes, K. L., & Thompson, P. M. (2014). Assessing environmental impacts of offshore wind farms: Lessons learned and recommendations for the future. *Aquatic Biosystems*, 10(8). <https://doi.org/10.1186/2046-9063-10-8>
- Baird, R. W. (2005). Sightings of dwarf (<i>Kogia sima</i>) and pygmy (<i>K. breviceps</i>) sperm whales from the main Hawaiian Islands. *Pacific Science*, 59, 461-466.
- Baird, R. W. (2009). *Encyclopedia of Marine Mammals* (W. F. Perrin, B. Wursig, & J. G. M. Theewissen, Eds., 2^a ed.). Burlington Ma.: Academic Press.
- Baird, R. W., Borsani, J. E., Hanson, M. B., & Tyack, P. (2002). Diving and night-time behaviour of long-finned pilot whales in the Ligurian Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 237, 301-305.
- Baird, R. W., Jarvis, S. M., Webster, D. L., Rone, B. K., Shaffer, J. A., Mahaffy, S. D., & Moretti, D. J. (2014). Odontocete studies on the Pacific Missile Range Facility in July/August 2013: satellite-tagging, photo-identification, and passive acoustic monitoring. *Prepared for US Pacific Fleet, submitted to NAVFAC PAC by HDR Environmental, Operations and Construction, Inc.*
- Baird, R. W., Webster, D. L., Schorr, G. S., McSweeney, D. J., & Barlow, J. (2008). Diel variation in beaked whale diving behavior. *Marine Mammal Science*, 24, 630-642.
- Barlow, J., Ferguson, M. C., Perrin, W. F., Ballance, L., Gerrodette, T., Joyce, G., & Waring, G. (2005). Abundance and densities of beaked and bottlenose whales (family Ziphiidae). *J. Cetacean Res. Manage.*, 7(3), 263-270.
- Baulch, S., & Perry, C. (2014). Evaluating the impacts of marine debris on cetaceans. *Marine Pollution Bulletin*, 80(1-2), 210-221. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.12.050>
- Benjamins, Harnois, Smith, HCM, Johanning, Greenhill, Carter, & Wilson. (2014). *Understanding the potential for marine megafauna entanglement risk from renewable marine energy developments*.
- Benjamins, S., Ledwell, W., Huntington, J., & Davidson, A. R. (2012). Assessing changes in numbers and distribution of large whale entanglements in Newfoundland and Labrador, Canada ¹. *Marine Mammal Science*, 28(3), 579-601. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2011.00511.x>
- Bennun, L., van Bochove, J., Ng, C., Fletcher, C., Wilson, D., Phair, N., & Carbone, G. (2021). *Mitigating biodiversity impacts associated with solar and wind energy development: synthesis and key messages*. IUCN and Cambridge, UK: The Biodiversity Consultancy. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2021.06.en>
- Benoit-Bird, K. J. (2004). Prey caloric value and predator energy needs: foraging predictions for wild spinner dolphins. *Marine Biology*, 145, 435-444.
- Betke, K., Schultz-von Glahn, M., & Matuschek, R. (2004). *Underwater noise emissions from offshore wind turbines*.
- Bevelhimer, M. S., Cada, G. F., Fortner, A. M., Schweizer, P. E., & Riemer, K. (2013). Behavioral Responses of Representative Freshwater Fish Species to Electromagnetic Fields. *Transactions of the American Fisheries Society*, 142(3), 802-813. <https://doi.org/10.1080/00028487.2013.778901>
- Blair, H. B., Merchant, N. D., Friedlaender, A. S., Wiley, D. N., & Parks, S. E. (2016). Evidence for ship noise impacts on humpback whale foraging behaviour. *Biology Letters*, 12(8). <https://doi.org/10.1098/RSBL.2016.0005>
- Blaxter, J. H. S., & Batty, R. S. (1985). Herring Behaviour in the Dark: Responses to Stationary and Continuously Vibrating Obstacles. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 65(4), 1031-1049. <https://doi.org/10.1017/S0025315400019494>
- Boisseau, O., McGarry, T., Stephenson, S., Crompton, R., Cucknell, A. C., Ryan, C., McLanaghan, R., & Moscrop, A. (2021). Minke whales Balaenoptera acutorostrata avoid a 15 kHz acoustic deterrent device (ADD). *Marine Ecology Progress Series*, 667, 191-206.
- Borsani, J. F., Clark, C. W., Nani, B., & Scarpiniti, M. (2007). Fin whales avoid loud rhythmic low-frequency sounds in the ligurian sea. *Bioacoustics*, 17(1-3), 161-163. <https://doi.org/10.1080/09524622.2008.9753801>
- Brehmer, P., Josse, E., & Nøttestad, L. (2012). Evidence that whales (<i>Balaenoptera borealis</i>) visit drifting fish aggregating devices: do their presence affect the processes underlying fish aggregation? *Marine Ecology*, 33(2), 176-182. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2011.00478.x>
- Brill, R. L., Moore, P. W. B., & Dankiewicz, L. A. (2001). Assessment of dolphin (<i>Tursiops truncatus</i>) auditory sensitivity and

- hearing loss using jawphones. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 109(4), 1717-1722. <https://doi.org/10.1121/1.1356704>
- Broad, A., Rees, M. J., & Davis, A. R. (2020). Anchor and chain scour as disturbance agents in benthic environments: trends in the literature and charting a course to more sustainable boating and shipping. *Marine Pollution Bulletin*, 161, 111683. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111683>
- Broström, G. (2008). On the influence of large wind farms on the upper ocean circulation. *Journal of Marine Systems*, 74(1-2), 585-591. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2008.05.001>
- Brown, J., & Macfadyen, G. (2007). Ghost fishing in European waters: Impacts and management responses. *Marine Policy*, 31(4), 488-504. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2006.10.007>
- Brownell Jr, R. L., Ralls, K., Baumann-Pickering, S., & Poole, M. M. (2009). Behavior of melon-headed whales, *Peponocephala electra*, near oceanic islands. *Marine Mammal Science*, 25(3), 639-658.
- Burkhardt-Holm, P., & N'Guyen, A. (2019). Ingestion of microplastics by fish and other prey organisms of cetaceans, exemplified for two large baleen whale species. *Marine Pollution Bulletin*, 144, 224-234. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.068>
- Caldwell, D. K., & Caldwell, M. C. (1971). Beaked whales, *Ziphius cavirostris*, in the Bahamas. *Quarterly Journal of the Florida Academy of Sciences*, 34(2), 157-160.
- Cardona, L. (2015). *Estudio de la corriente superficial en Canarias mediante el seguimiento de boyas a la deriva*. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.
- Carrillo, M., Pérez-Vallazza, C., & Álvarez-Vázquez, R. (2010). Cetacean diversity and distribution off Tenerife (Canary Islands). *Marine Biodiversity Records*, 3.
- Carrillo, M., & Ritter, F. (2010). Increasing numbers of ship strikes in the Canary Islands: proposals for immediate action to reduce risk of vessel-whale collisions. *J. CETACEAN RES. MANAGE*, 11(2), 131-138.
- Carter, C. J., Wilson, B., & Black, K. (2008). Marine Renewable Energy Devices: A Collision Risk for Marine Mammals?. *OFFSHORE WIND FARMS AND MARINE MAMMALS: IMPACTS & METHODOLOGIES FOR ASSESSING IMPACTS*, 60.
- Cassoff, R., Moore, K., McLellan, W., Barco, S., Rotstein, D., & Moore, M. (2011). Lethal entanglement in baleen whales. *Diseases of Aquatic Organisms*, 96(3), 175-185. <https://doi.org/10.3354/dao02385>
- Castellote, M., Clark, C. W., & Lammers, M. O. (2012). Acoustic and behavioural changes by fin whales (*Balaenoptera physalus*) in response to shipping and airgun noise. *Biological Conservation*, 147(1), 115-122. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.12.021>
- Castellote, M., & Llorens, C. (2016). *Review of the Effects of Offshore Seismic Surveys in Cetaceans: Are Mass Strandings a Possibility?* (pp. 133-143). https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2981-8_16
- Castro, J., Cid, A., & Laborde, M. I. (2021). Bryde's whale (*Balaenoptera edeni*) new record for mainland Portugal. *J. Cetacean Res. Manage.*, 22(1), 75-80.
- Castro, J. J., Santiago, J. A., & Santana-Ortega, A. T. (2001). A general theory on fish aggregation to floating objects: An alternative to the meeting point hypothesis. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 11(3), 255-277. <https://doi.org/10.1023/A:1020302414472>
- Cazenave, P. W., Torres, R., & Allen, J. I. (2016). Unstructured grid modelling of offshore wind farm impacts on seasonally stratified shelf seas. *Progress in Oceanography*, 145, 25-41. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2016.04.004>
- Chambault, P., Albertsen, C. M., Patterson, T. A., Hansen, R. G., Tervo, O., Laidre, K. L., & Heide-Jørgensen, M. P. (2018). Sea surface temperature predicts the movements of an Arctic cetacean: the bowhead whale. *Scientific Reports*, 8(1), 9658. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-27966-1>
- Chivers, S. J. (2009). Cetacean Life History. En *Encyclopedia of Marine Mammals* (pp. 215-220). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-373553-9.00055-9>
- Cholewiak, D., Baumann-Pickering, S., & Van Parijs, S. (2013). Description of sounds associated with Sowerby's beaked whales (*Mesoplodon bidens*) in the western North Atlantic Ocean. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 134(5), 3905-3912.
- Cianca, A., Helmke, P., Mouriño, B., Rueda, M. J., Llinás, O., & Neuer, S. (2007). Decadal analysis of hydrography and in situ nutrient budgets in the western and eastern North Atlantic subtropical gyre. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 112(C7). <https://doi.org/10.1029/2006JC003788>
- Clapham, P. J., Young, S. B., & Brownell, R. L. (1999). Baleen whales: conservation issues and the status of the most endangered populations. *Mammal Review*, 29(1), 37-62. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2907.1999.00035.x>
- Clarke, M. R. (1996). Cephalopods as prey. III. Cetaceans. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 351(1343), 1053-1065. <https://doi.org/10.1098/rstb.1996.0093>
- CMACS. (2003). *A baseline assessment of electromagnetic fields generated by offshore wind farm cables*.
- Comisión Europea. (2019). *Pacto Verde Europeo. Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones*. https://sustainabledevelopment.un.org/post2015/transforming_ourworld
- Comisión Europea. (2020). *Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité económico y social europeo y al Comité de las regiones Intensificar la ambición climática de Europa para 2030: Invertir en un futuro climáticamente neutro en beneficio de nuestros ciudadanos*.
- Continental Shelf Associates Inc. (2004). *Explosive Removal of Offshore Structures. Information Synthesis Report. OCS Study MMS 2003-070*.
- Cooke, J. G. (2018). *Balaenoptera acutorostrata*.
- Cooper, B., & Beiboer, F. (2002). *Potential effects of offshore wind developments on coastal processes*.
- Copping, A., & Grear, M. (2018). *Humpback Whale Encounter with Offshore Wind Mooring Lines and Inter-Array Cables Final Report*. <http://www.boem.gov/Pacific>
- Cresci, A., Zhang, G., Durif, C. M. F., Larsen, T., Shema, S., Skiftesvik, A. B., & Browman, H. I. (2023). Atlantic cod (*Gadus morhua*) larvae are attracted by low-frequency noise simulating that of operating offshore wind farms. *Communications Biology*, 6(1), 353. <https://doi.org/10.1038/s42003-023-04728-y>
- Croll, D. A., Acevedo-Gutiérrez, A., Tershy, B. R., & Urbán-Ramírez, J. (2001). The diving behavior of blue and fin whales: is dive duration shorter than expected based on oxygen stores? *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 129(4), 797-809.
- Czech-Damal, N. U., Liebschner, A., Miersch, L., Klauer, G., Hanke, F. D., Marshall, C., Dehnhardt, G., & Hanke, W. (2012). Electroreception in the Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1729), 663-668. <https://doi.org/10.1098/rspb.2011.1127>
- de Leon, A. R., & Braun, J. G. (1973). Annual cycle of primary production and its relation to nutrients in the Canary Island waters. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, 167, 1-24.
- Degraer, S., Carey, D. A., Coolen, J. W. P., Hutchison, Z. L., Kerckhof, F., Rumes, B., & Vanaverbeke, J. (2020). Offshore wind arm artificial reefs affect ecosystem structure and functioning. *Oceanography*, 33(4), 48-57. <https://doi.org/10.2307/26965749>
- Deng, U. (2000). *Offshore Wind Turbines - VVM. Underwater Noise Measurements, Analysis, and Predictions*.
- Dewi. (2004). *Standardverfahren zur Ermittlung und Bewertung der Belastung der Meeresumwelt durch die Schallimmission von Offshore-Windenergieanlagen*.
- Díaz, H., & Soares, C. G. (2021). A multi-criteria approach to evaluate floating offshore wind farms siting in the canary islands (Spain). *Energies*, 865. <https://doi.org/10.3390/en14040865>
- Diederichs, A., Grünkorn, T., & Nehls, G. (2006). Offshore Wind Farms-Disturbance or attraction for harbour porpoises T-POD investigations in Horns Rev and Nysted. *Scientific Conference on the Use of Offshore Wind Energy by the Federal Ministry for the Environment*, 109.
- Dolar, M. L. L., Walker, W. A., Kooyman, G. L., & Perrin, W. F. (2003). Comparative feeding ecology of spinner dolphins (*Stenella longirostris*) and Fraser's dolphins (*Lagenodelphis hosei*) in the Sulu Sea. *Marine Mammal Science*, 19(1), 1-19.
- Dolphin, W. F. (1987). Ventilation and dive patterns of humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, on their Alaskan feeding grounds. *Canadian Journal of Zoology*, 65(1), 83-90.
- Dong, L., Liu, M., Lin, W., & Li, S. (2022). First suction cup tagging on a small and coastal form Bryde's Whale (*Balaenoptera edeni*) in China to investigate its dive profiles and foraging behaviours. *Journal of Marine Science and Engineering*, 10(10), 1422.

- Dorrell, R. M., Lloyd, C. J., Lincoln, B. J., Rippeth, T. P., Taylor, J. R., Caulfield, C. P., Sharples, J., Polton, J. A., Scannell, B. D., Greaves, D. M., Hall, R. A., & Simpson, J. H. (2022). Anthropogenic Mixing in Seasonally Stratified Shelf Seas by Offshore Wind Farm Infrastructure. *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.830927>
- Edds-Walton, P. L. (2000). Vocalisations of minke whales *Balaenoptera acutorostrata* in the St. Lawrence estuary. *Bioacoustics*, 11(1), 31-50.
- Erbe, C. (2002). Underwater noise of whale-watching boats and potential effects on killer whales (*Orcinus orca*), based on an acoustic impact model. *Marine mammal science*, 18(2), 394-418.
- Erbe, C., Dunlop, R., Jenner, K. C. S., Jenner, M. N. M., McCauley, R. D., Parnum, I., & Salgado-Kent, C. (2017). Review of underwater and in-air sounds emitted by Australian and Antarctic marine mammals. *Acoustics Australia*, 45, 179-241.
- Escánez, A., Guerra, Á., Riera, R., & Rocha, F. J. (2021). Revised species records reveal the Canary Islands as a cephalopod biodiversity hotspot. *Regional Studies in Marine Science*, 41, 101541. <https://doi.org/10.1016/j.rsm.2020.101541>
- Escánez, A., Roura, Á., Riera, R., Francisco González, Á., & Guerra, Á. (2018). New Data on the Systematics of Comb-fin Squids *Ctenopteryx* spp. (Cephalopoda: Ctenopterygidae) from the Canary Islands. *Zoological Studies*, 57.
- Eskesen, I. G., Wahlberg, M., Simon, M., & Larsen, O. N. (2011). Comparison of echolocation clicks from geographically sympatric killer whales and long-finned pilot whales (L). *The Journal of the Acoustical Society of America*, 130(1), 9-12.
- Espino, F., Tuya, F., Brito, A., & Haroun, R. (2011). Ichthyofauna associated with *Cymodocea nodosa* meadows in the Canarian Archipelago (central eastern Atlantic): Community structure and nursery role. *Ciencias Marinas*, 37(2), 157-174. <https://doi.org/10.7773/cm.v37i2.1720>
- Esteban, M. D., Diez, J. J., López, J. S., & Negro, V. (2011). Why offshore wind energy? *Renewable Energy*, 36, 444-450. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2010.07.009>
- Esteyco. (2021). *Proyecto básico para solicitud de ocupación para implementación del parque eólica marino «Granadilla».* Tenerife (Canarias).
- Evans, P. G. (2008). *Offshore wind farms and marine mammals: impacts & methodologies for assessing impacts.*
- Fais, A., Lewis, T. P., Zitterbart, D. P., Álvarez, O., Tejedor, A., & Aguilar Soto, N. (2016). Correction: Abundance and Distribution of Sperm Whales in the Canary Islands: Can Sperm Whales in the Archipelago Sustain the Current Level of Ship-Strike Mortalities? *PLOS ONE*, 11(5), e0155199. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155199>
- Fernández, R., Santos, M. B., Carrillo, M., Tejedor, M., & Pierce, G. J. (2009). Stomach contents of cetaceans stranded in the Canary Islands 1996-2006. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89(5), 873-883. <https://doi.org/10.1017/S0025315409000290>
- Ferrari, T. E. (2017). Cetacean beachings correlate with geomagnetic disturbances in Earth's magnetosphere: an example of how astronomical changes impact the future of life. *International Journal of Astrobiology*, 16(2), 163-175. <https://doi.org/10.1017/S1473550416000252>
- Ferreira, R., Dinis, A., Badenas, A., Sambolino, A., Marrero-Pérez, J., Crespo, A., & Alves, F. (2021). Bryde's whales in the North-East Atlantic: New insights on site fidelity and connectivity between oceanic archipelagos. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(10), 2938-2950. <https://doi.org/10.1002/aqc.3665>
- Finneran, J. J., Carder, D. A., & Ridgway, S. H. (2001). Temporary threshold shift (TTS) in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) exposed to tonal signals. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 110(5), 2749-2749.
- Fish, J. F., & Turl, C. W. (1976). *Acoustic Source Levels of Four Species of Small Whales.*
- Floeter, J., van Beusekom, J. E. E., Auch, D., Callies, U., Carpenter, J., Dudeck, T., Eberle, S., Eckhardt, A., Gloe, D., Hänselmann, K., Hufnagl, M., Janßen, S., Lenhart, H., Möller, K. O., North, R. P., Pohlmann, T., Riethmüller, R., Schulz, S., Spreizenbarth, S., ... Möllmann, C. (2017). Pelagic effects of offshore wind farm foundations in the stratified North Sea. *Progress in Oceanography*, 156, 154-173. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2017.07.003>
- Ford, J. K. B. (2009). *Killer Whale (*Orcinus orca*)*.
- Fournet, M., Matthews, L., Gabriele, C., Haver, S., Mellinger, D., & Klinck, H. (2018). Humpback whales *Megaptera novaeangliae* alter calling behavior in response to natural sounds and vessel noise. *Marine Ecology Progress Series*, 607(2018), 251-268. <https://doi.org/10.3354/meps12784>
- Frankel, A. S., & Yin, S. (2010). A description of sounds recorded from melon-headed whales (*Peponocephala electra*) off Hawai'i. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 127(5), 3248-3255.
- Frankel, A. S., Zeddies, D., Simard, P., & Mann, D. (2014). Whistle source levels of free-ranging bottlenose dolphins and Atlantic spotted dolphins in the Gulf of Mexico. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 135(3), 1624-1631.
- Garavelli, L. (2020). *2020 State of the Science Report, Chapter 8: Encounters of Marine Animals with Marine Renewable Energy Device Mooring Systems and Subsea Cables.* <https://doi.org/10.2172/1633184>
- Gedamke, J., Costa, D. P., & Dunstan, A. (2017). Localization and visual verification of a complex minke whale vocalization. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 45, 179-241.
- Gill, A. B. (2005a). Offshore renewable energy: ecological implications of generating electricity in the coastal zone. *Journal of applied ecology*, 605-615.
- Gill, A. B. (2005b). Offshore renewable energy: ecological implications of generating electricity in the coastal zone. *Journal of Applied Ecology*, 42(4), 605-615. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01060.x>
- Gill, A. B., Bartlett, M., & Thomsen, F. (2012). Potential interactions between diadromous fishes of U.K. conservation importance and the electromagnetic fields and subsea noise from marine renewable energy developments. *Journal of Fish Biology*, 81(2), 664-695. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2012.03374.x>
- Gill, A. B., Gloyne-Phillips, I., Kimber, J., & Sigray, P. (2014). *Marine Renewable Energy, Electromagnetic (EM) Fields and EM-Sensitive Animals* (pp. 61-79). https://doi.org/10.1007/978-94-017-8002-5_6
- Gill, A., & Desender, M. (2020). *2020 State of the Science Report, Chapter 5: Risk to Animals from Electromagnetic Fields Emitted by Electric Cables and Marine Renewable Energy Devices.* <https://doi.org/10.2172/1633088>
- Gillespie, D., Dunn, C., Gordon, J., Claridge, D., Embling, C., & Boyd, I. (2009). Field recordings of Gervais' beaked whales *Mesoplodon europaeus* from the Bahamas. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 125(5), 3428-3433.
- Glasby, T. M., Connell, S. D., Holloway, M. G., & Hewitt, C. L. (2007). Nonindigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions? *Marine Biology*, 151(3), 887-895. <https://doi.org/10.1007/s00227-006-0552-5>
- Gobierno de Canarias. (2022). *Plan de Ahorro Energético y despliegue de renovables de la Comunidad Autónoma de Canarias.* https://sede.gobiernodecanarias.org/sede/verifica_doc?codigo_nde=
- Gobierno de Canarias. (2023). *Biota.*
- Gong, Z., Dong, L., Caruso, F., Lin, M., Liu, M., Dong, J., & Li, S. (2019). Echolocation signals of free-ranging pantropical spotted dolphins (*Stenella attenuata*) in the South China Sea. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 145(6), 3480-3487.
- González, S. F., & Diaz-Casas, V. (2016). Present and Future of Floating Offshore Wind. En *Green Energy and Technology* (pp. 1-22). Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. https://doi.org/10.1007/978-3-319-27972-5_1
- Granger, J., Cummer, S. A., Lohmann, K. J., & Johnsen, S. (2022). Environmental sources of radio frequency noise: potential impacts on magnetoreception. *Journal of Comparative Physiology A*, 208(1), 83-95. <https://doi.org/10.1007/s00359-021-01516-z>
- Granger, J., Walkowicz, L., Fitak, R., & Johnsen, S. (2020). Gray whales strand more often on days with increased levels of atmospheric radio-frequency noise. *Current Biology*, 30(4), R155-R156. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2020.01.028>
- Griffin, R. B., Baird, R. W., & Hu, C. (2004). *Movement patterns and diving behavior of Atlantic spotted dolphins (*Stenella frontalis*) in relation to oceanographic features: a study using remotely-deployed suction-cup attached tags.* Final report.
- Guduru, S., & Narula, K. (2022). Powering the Blue Economy: An Assessment of Marine Renewable Energies. En *The Blue Economy: An Asian Perspective* (pp. 91-107). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-96519-8_6

- Guinet, C., Domenici, P., de Stephanis, R., Barrett-Lennard, L., Ford, J., & Verborgh, P. (2007). Killer whale predation on bluefin tuna: exploring the hypothesis of the endurance-exhaustion technique. *Marine Ecology Progress Series*, 347, 111-119. <https://doi.org/10.3354/meps07035>
- Haberlin, D. ; Cohuo, A. ; & Doyle, T. K. (2022). *Ecosystem benefits of floating offshore wind. Report for Simply Blue Energy Group.* <http://hdl.handle.net/10468/13967>
- Hammar, L., Pery, D., & Gullström, M. (2016). Offshore Wind Power for Marine Conservation. *Open Journal of Marine Science*, 06(01), 66-78. <https://doi.org/10.4236/ojms.2016.61007>
- Harnois, V., Smith, H. C. M., Benjamins, S., & Johanning, L. (2015). Assessment of entanglement risk to marine megafauna due to offshore renewable energy mooring systems. *International Journal of Marine Energy*, 11, 27-49. <https://doi.org/10.1016/j.ijome.2015.04.001>
- Hazen, E. L., Friedlaender, A. S., & Goldbogen, J. A. (2015). Blue whales (<i>Balaenoptera musculus</i>) optimize foraging efficiency by balancing oxygen use and energy gain as a function of prey density. *Science Advances*, 1(9), e1500469.
- Heezen, B. C. (1957). Whales entangled in deep sea cables. *Deep Sea Research* (1953), 4, 105-115. [https://doi.org/10.1016/0146-6313\(56\)90040-5](https://doi.org/10.1016/0146-6313(56)90040-5)
- Heide-Jørgensen, M. P., Bloch, D., Stefansson, E., Mikkelsen, B., Helen Ofstad, L., & Dietz, R. (2002). Diving behaviour of long-finned pilot whales (<i>Globicephala melas</i>) around the Faroe Islands. *Wildlife Biology*, 8(4), 307-313.
- Heimlich, S. L., Mellinger, D. K., Nieuwkirk, S. L., & Fox, C. G. (2005). Types, distribution, and seasonal occurrence of sounds attributed to Bryde's whales (<i>Balaenoptera edeni</i>) recorded in the eastern tropical Pacific, 1999–2001. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 113(3), 1830-1837.
- Henriksen, O. D., Carstensen, J., Tougaard, J., & Teilmann, J. (2004). *Effects of the Nysted Offshore Wind Farm construction on harbour porpoises. Annual status report for the acoustic T-POD monitoring programme during 2003.*
- Henriksen, O. D., Teilmann, J., & Carstensen, J. (2003). *Effects of the Nysted Offshore Wind Farm construction on harbour porpoises - the 2002 annual status report for the acoustic T-POD monitoring programme.*
- Henriksen, O. D., Teilmann, J., & Dietz, R. (2001). Does underwater noise from offshore wind farms potentially affect seals and harbour porpoises? *14th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals.*
- Herman, L. M. (2017). The multiple functions of male song within the humpback whale (<i>Megaptera novaeangliae</i>) mating system: review, evaluation, and synthesis. *Biological Reviews*, 92(3), 1795-1818. <https://doi.org/10.1111/brv.12309>
- Hermans, A., Bos, O. G., & Prusina, I. (2020). *Nature-Inclusive Design: a catalogue for offshore wind infrastructure: Technical report (No. 114266/20-004.274) .*
- Hernández-García, V., & Martín, V. (1994). Stomach contents of two short-finned pilot whale (<i>Globicephala macrorhynchus</i> Gray, 1846) (Cetacea, Delphinidae) off the Canary Islands: A preliminary note. *ICES Council Meeting*, IN, 16.
- Herrera, I., Carrillo, M., Cosme de Esteban, M., & Haroun, R. (2021). Distribution of Cetaceans in the Canary Islands (Northeast Atlantic Ocean): Implications for the Natura 2000 Network and Future Conservation Measures. *Frontiers in Marine Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.669790>
- Herrera, I., Carrillo, M., & Haroun, R. (2020). Conservación de cetáceos y planificación del espacio marino en las Islas Canarias. *Okeanos*, 10.
- Hildebrand, J. (2004). *Sources of anthropogenic sound in the marine environment.*
- Hildebrand, J. (2009). Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 395, 5-20. <https://doi.org/10.3354/meps08353>
- Hildebrand, J. A. (2005). *Impacts of anthropogenic sound." Marine mammal research: conservation beyond crisis.*
- Hooker, S. K., & Baird, R. W. (1999). Deep-diving behaviour of the northern bottlenose whale, *Hyperoodon ampullatus* (Cetacea: Ziphiidae). *proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 266(1420), 671-676.
- Hooker, S. K., & Whitehead, H. (2002). Click characteristics of northern bottlenose whales (<i>Hyperoodon ampullatus</i>). *Marine Mammal Science*, 18(1), 69-80.
- Horton, T. W., Holdaway, R. N., Zerbini, A. N., Hauser, N., Garrigue, C., Andriolo, A., & Clapham, P. J. (2011). Straight as an arrow: humpback whales swim constant course tracks during long-distance migration. *Biology Letters*, 7(5), 674-679. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2011.0279>
- Horton, T. W., Palacios, D. M., Stafford, K. M., & Zerbini, A. N. (2022). *Baleen Whale Migration* (pp. 71-104). https://doi.org/10.1007/978-3-030-98449-6_4
- How, J., Coughran, D., Smith, J., Double, M., Harrison, J., McMath, J., Hebiton, B., & A Denham, A. (2015). *Effectiveness of mitigation measures to reduce interactions between commercial fishing gear and whales. FRDC Project No 2013/03. Fisheries Research Report No. 267.*
- Hutchison, Z. L., David H. Secor, & Andrew B. Gill. (2020). The Interaction Between Resource Species and Electromagnetic Fields Associated with Electricity Production by Offshore Wind Farms. *Oceanography*, 33(4), 96-107.
- Hutt, R. (2004). *Literature review: Noise from high pressure water jetting.*
- Inger, R., Attrill, M. J., Bearhop, S., Broderick, A. C., James Grecian, W., Hodgson, D. J., Mills, C., Sheehan, E., Votier, S. C., Witt, M. J., & Godley, B. J. (2009). Marine renewable energy: Potential benefits to biodiversity? An urgent call for research. *Journal of Applied Ecology*, 46(6), 1145-1153. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01697.x>
- Internationa Whaling Commission. (2006). *58th Annual Meeting of the International Whaling Commission. Ship strikes working group. First Progress report to the conservation committee. Report No. IWC/58/CC3.*
- International Whaling Commission. (2010). *Report of the Workshop on Welfare Issues Associated with the Entanglement of Large Whales.*
- Ishii, M., Murase, H., Fukuda, Y., Sawada, K., Sasakura, T., Tamura, T., & Mitani, Y. (2017). Diving behavior of sei whales *Balaenoptera borealis* relative to the vertical distribution of their potential prey. *Mammal study*, 42(4), 1-9.
- Janik, V., & Slater, P. (1998). Context-specific use suggests that bottlenose dolphin signature whistles are cohesion calls. *Elsevier*, 56, 5615. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0003347298908818>
- Janßen, H., Schröder, T., Zettler, M. L., & Pollehne, F. (2015). Offshore wind farms in the southwestern Baltic Sea: A model study of regional impacts on oxygen conditions. *Journal of Sea Research*, 95, 248-257. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2014.05.001>
- Jensen, F. H., Bejder, L., Wahlberg, M., Soto, N. A., Johnson, M., & Madsen, P. T. (2009). Vessel noise effects on delphinid communication. *Marine Ecology Progress Series*, 395, 161-175. <https://doi.org/10.3354/meps08204>
- Jensen, J. P. (2019). Evaluating the environmental impacts of recycling wind turbines. *Wind Energy*, 22(2), 316-326.
- Jepson, P. D., Arbelo, M., Deaville, R., Patterson, I. A. P., Castro, P., Baker, J. R., & Fernández, A. (2003). Gas-bubble lesions in stranded cetaceans. *Nature*, 425.
- Jiang, Z. (2021). Installation of offshore wind turbines: A technical review. *En Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 139). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110576>
- Johnson, A., Salvador, G., Kenney, J., Robbins, J., Kraus, S., Landry, S., & Clapham, P. (2005). Fishing gear involved in entanglements of right and humpback whales. *Marine Mammal Science*, 21(4), 635-645. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2005.tb01256.x>
- Johnston, A., Cook, A. S. C. P., Wright, L. J., Humphreys, E. M., & Burton, N. H. K. (2014). Modelling flight heights of marine birds to more accurately assess collision risk with offshore wind turbines. *Journal of Applied Ecology*, 51(1), 31-41. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12191>
- Jongbloed, R. H., Van der Wal, J. T., & Lindeboom, H. J. (2014). Identifying space for offshore wind energy in the North Sea. Consequences of scenario calculations for interactions with other marine uses. *Energy Policy*, 68, 320-333. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2014.01.042>
- Karipoğlu, F., Öztürk, S., Serdar GENÇ, M., & Mühendisliği, Ç. (2021). Determining Suitable Regions for Potential Offshore Wind Farms in Bandırma Bay using Multi-criteria-Decision-Making Method. *Müh. Bil. ve Araş. Dergisi*, 3(1), 123-132.
- Kastelein, R. A., Helder-Hoek, L., & Van de Voorde, S. (2017). Effects of exposure to sonar playback sounds (3.5–4.1 kHz) on harbor porpoise (<i>Phocoena phocoena</i>) hearing. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 142(4), 1965-1975.

- Ketten, D. R. (1995). Estimates of blast injury and acoustic trauma zones for marine mammals from underwater explosions. *Sensory systems of aquatic mammals*, 391-407.
- Kirschvink, J. L. (1990). Geomagnetic Sensitivity in Cetaceans: An Update With Live Stranding Records in the United States. En *Sensory Abilities of Cetaceans* (pp. 639-649). Springer US. https://doi.org/10.1007/978-1-4899-0858-2_45
- Klimley, A. P., Putman, N. F., Keller, B. A., & Noakes, D. (2021). A call to assess the impacts of electromagnetic fields from subsea cables on the movement ecology of marine migrants. *Conservation Science and Practice*, 3(7). <https://doi.org/10.1111/csp2.436>
- Knowlton, A. R., Robbins, J., Landry, S., McKenna, H. A., Kraus, S. D., & Werner, T. B. (2016). Effects of fishing rope strength on the severity of large whale entanglements. *Conservation Biology*, 30(2), 318-328. <https://doi.org/10.1111/cobi.12590>
- Koschinski, S., Culik, B. M., Henriksen, O. D., Tregenza, N., Ellis, G., Jansen, C., & Kathe, G. (2003). Behavioural reactions of free-ranging porpoises and seals to the noise of a simulated 2 MW windpower generator. *Marine Ecology Progress Series*, 265, 263-273.
- Kot, B. W., Sears, R., Anis, A., Nowacek, D. P., Gedamke, J., & Marshall, C. D. (2012). Behavioral responses of minke whales (*Balaenoptera acutorostrata*) to experimental fishing gear in a coastal environment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 413, 13-20. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2011.11.018>
- Krägefsky, S. (2014). Effects of the alpha ventus offshore test site on pelagic fish. En *Ecological Research at the Offshore Windfarm alpha ventus* (pp. 83-94). Springer Fachmedien Wiesbaden. https://doi.org/10.1007/978-3-658-02462-8_10
- Kraus, S., Fasick, J., Werner, T., & Mcfarron, P. (2014). Enhancing the Visibility of Fishing Ropes to Reduce Right Whale Entanglements. *BREP 1*, 67-75.
- Kropp, R. K. (2013). *Biological and existing data analysis to inform risk of collision and entanglement hypotheses.*
- Künitzer, A. (2006). Objectives and Requirements of Marine Environmental Protection Concerning Offshore Wind Energy. En *Ecological research on Offshore Wind Farms: International Exchange of Experiences. Part A: Assessment of Ecological Impacts* (BfN-Skripten 171, pp. 12-17).
- Laist, D., Knowlton, A., & Pendleton, D. (2014). Effectiveness of mandatory vessel speed limits for protecting North Atlantic right whales. *Endangered Species Research*, 23(2), 133-147. <https://doi.org/10.3354/esr00586>
- Langhamer, O. (2012). Artificial Reef Effect in relation to Offshore Renewable Energy Conversion: State of the Art. *The Scientific World Journal*, 2012, 1-8. <https://doi.org/10.1100/2012/386713>
- Langhamer, O., Wilhelmsson, D., & Engström, J. (2009). Artificial reef effect and fouling impacts on offshore wave power foundations and buoys – a pilot study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82(3), 426-432. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.02.009>
- Leder, A. (2003). *Gutachterliche Stellungnahme zur Thematik: Beeinflussung der Wasserströmung durch einen Offshore-Windpark im Arkonabecken Südost.*
- Ley 41/2010. (s. f.), *de 29 de diciembre, de protección del medio marino.* Jefatura del Estado.
- Ley 42/2007. (s. f.), *de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.* Jefatura del Estado.
- Li, X., Chi, L., Chen, X., Ren, Y., & Lehner, S. (2014). SAR observation and numerical modeling of tidal current wakes at the East China Sea offshore wind farm. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 119(8), 4958-4971. <https://doi.org/10.1002/2014JC009822>
- Lien, J., Todd, S., & Guigne, J. (1990). Inferences about Perception in Large Cetaceans, Especially Humpback Whales, from Incidental Catches in Fixed Fishing Gear, Enhancement of Nets by "Alarm" Devices, and the Acoustics of Fishing Gear. En *Sensory Abilities of Cetaceans* (pp. 347-362). Springer US. https://doi.org/10.1007/978-1-4899-0858-2_23
- Lloret, J., Turiel, A., Solé, J., Berdalet, E., Sabatés, A., Olivares, A., Gili, J. M., Vila-Subirós, J., & Sardá, R. (2022). Unravelling the ecological impacts of large-scale offshore wind farms in the Mediterranean Sea. *Science of the Total Environment*, 824. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153803>
- Lloret, J., Wawrzynkowski, P., Dominguez-Carrió, C., Sardá, R., Molins, C., Gili, J. M., Sabatés, A., Vila-Subirós, J., Garcia, L., Solé, J., Berdalet, E., Turiel, A., & Olivares, A. (2023). Floating offshore wind farms in Mediterranean marine protected areas: a cautionary tale. *ICES Journal of Marine Science*. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsad131>
- López-Martínez, S., Giménez-Luque, E., Molina-Pardo, J. L., Manzano-Medina, S., Arribas-Arias, H., Gavara, R., Morales-Caselles, C., & L. Rivas, M. (2023). Plastic ingestion by two cetacean groups: Ziphiidae and Delphinidae. *Environmental Pollution*, 333, 121932. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121932>
- Lucke, K., Lepper, P. A., Blanchet, M., & Siebert, M. (2007). Testing the auditory tolerance of harbour porpoise hearing for impulsive sounds. *Effects of Noise on Aquatic Life*.
- Lucke, K., Storch, S., Cooke, J., & Siebert, U. (2006a). Literature Review of offshore wind farms with regard to marine mammals. *Ecological Research on Offshore Wind Farms: International Exchange*. https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/Ecological_Research_on_Offshore_Wind_Farms_Part_B.pdf#page=205
- Lucke, K., Storch, S., Cooke, J., & Siebert, U. (2006b). Literature Review of offshore wind farms with regard to marine mammals. *Ecological Research on Offshore Wind Farms: International Exchange*. https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/Ecological_Research_on_Offshore_Wind_Farms_Part_B.pdf#page=205
- MacLeod, C. D., Hauser, N., & Peckham, H. (2004). Diversity, relative density and structure of the cetacean community in southern months east of Great Abaco, Bahamas. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 84, 469-474.
- Madariaga, A., De Alegría, I. M., Martín, J. L., Eguía, P., & Ceballos, S. (2012). Current facts about offshore wind farms. En *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 16, pp. 3105-3116). <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.02.022>
- Madsen, P. T., Kerr, I., & Payne, R. (2004). Source parameter estimates of echolocation clicks from wild pygmy killer whales (*Feresa attenuata*)(L). *The Journal of the Acoustical Society of America*, 116(4), 1909-1912.
- Madsen, P. T., Wahlberg, M., Tougaard, J., Lucke, K., & Tyack, P. (2006). Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. *Marine ecology progress series*, 309, 279-295.
- Malinka, C. E., Tønnesen, P., Dunn, C. A., Claridge, D. E., Gridley, T., Elwen, S. H., & Madsen, P. T. (2021). Echolocation click parameters and biosonar behaviour of the dwarf sperm whale (<i>Kogia sima</i>). *Journal of Experimental Biology*, 224(6), jeb240689.
- Marmo, B. (2013). *Modelling of noise effects of operational offshore wind turbines including noise transmission through various foundation types.*
- Marrero, J. (2016). *Determinación de factores de riesgo para la conservación de la población de Calderón tropical.*
- Martín, V., Servidio, A., & García, S. (2004). Mass strandings of beaked whales in the Canary Islands. *ECS Newsletter*, 42(Special Issue), 33-36.
- Matthäus, W. (1995). *Ecological effects and technical aspects of the sea cable Germany-Sweden.*
- Mavraki, N., Degraer, S., & Vanaverbeke, J. (2021). Offshore wind farms and the attraction-production hypothesis: insights from a combination of stomach content and stable isotope analyses. *Hydrobiologia*, 848(7), 1639-1657. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04553-6>
- Maxon, C. M., Nielsen, O. W., & SEAS Distribution AmbA. (2000). *Offshore wind turbines construction.*
- Maxwell, S. M., Kershaw, F., Locke, C. C., Connors, M. G., Dawson, C., Aylesworth, S., Loomis, R., & Johnson, A. F. (2022). Potential impacts of floating wind turbine technology for marine species and habitats. *Journal of Environmental Management*, 307, p.114577.
- Meißner, K., & Sordyl, H. (2006). Literature review of offshore wind farms with regard to benthic communities and habitats. *Ecological Research on Offshore Wind Farms: International Exchange of Experiences*, 1.
- Mellinger, D. K., Carson, C. D., & Clark, C. W. (2000). Characteristics of minke whale (<i>Balaenoptera acutorostrata</i>) pulse trains recorded near Puerto Rico. *Marine Mammal Science*, 16(4), 739-756.
- Merkens, K., Mann, D., Janik, V. M., Claridge, D., Hill, M., & Oleson, E. (2018). Clicks of dwarf sperm whales (*Kogia sima*). *Marine Mammal Science*, 34(4), 963-978.
- Milani, C., Vella, A., Vidoris, P., Christidis, A., & Koutrakis, E. (2021). Abundance, distribution and diet of the common dolphin, *Delphinus delphis*, in the northern Aegean Sea (Greece). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(S1), 76-86. <https://doi.org/10.1002/aqc.3081>
- Milazzo, M., Badalamenti, F., Ceccherelli, G., & Chemello, R. (2004). Boat anchoring on *Posidonia oceanica* beds in a marine protected area

- (Italy, western Mediterranean): effect of anchor types in different anchoring stages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 299(1), 51-62. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2003.09.003>
- Miller, R. G., Hutchison, Z. L., Macleod, A. K., Burrows, M. T., Cook, E. J., Last, K. S., & Wilson, B. (2013). Marine renewable energy development: assessing the Benthic Footprint at multiple scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(8), 433-440. <https://doi.org/10.1890/120089>
- Ministry for the Ecological Transition and Demographic Challenge. (2022). *Roadmap offshore wind and marine energy in Spain*.
- MITECO. (2012). *Análisis de presiones e impactos de la Demarcación Marina Canaria. Parte IV. Descriptores del buen estado ambiental. Descriptor 11: Ruido Submarino*.
- MITECO. (2020). *Plan nacional integrado de energía y clima 2021-2030*.
- MITECO. (2023). *Planes de Ordenación del Espacio Marítimo (POEM). Demarcación marina canaria*.
- Mittendorf, K., & Zielke, W. (2002). *Untersuchung der Wirkung von Offshore-Windenergie-Parks auf die Meeresströmung*.
- Montero, R., & Arechavaleta, M. (1996). Distribution patterns: relationships between depths, sea surface temperature, and habitat use of short-finned pilot whales south-west of Tenerife. *European Research on Cetaceans*, 10, 193-198.
- Mooney, T., Andersson, M. H., & Stanley, J. (2020). Acoustic impacts of offshore wind energy on fishery resources. *Oceanography*, 33(4), 82-95.
- Moore, M. J., & van der Hoop, J. M. (2012). The Painful Side of Trap and Fixed Net Fisheries: Chronic Entanglement of Large Whales. *Journal of Marine Biology*, 2012, 1-4. <https://doi.org/10.1155/2012/230653>
- Morell, M., Brownlow, A., McGovern, B., Raverty, S. A., Shadwick, R. E., & André, M. (2017). Implementation of a method to visualize noise-induced hearing loss in mass stranded cetaceans. *Scientific Reports*, 7. <https://doi.org/10.1038/srep41848>
- Nachtigall, P. E., Pawloski, J. L., & Au, W. W. L. (2003). Temporary threshold shifts and recovery following noise exposure in the Atlantic bottlenosed dolphin (*Tursiops truncatus*). *The Journal of the Acoustical Society of America*, 113(6), 3425-3429. <https://doi.org/10.1121/1.1570438>
- Nachtigall, P. E., Supin, A. Y., Pawloski, J., & Au, W. W. L. (2004). Temporary threshold shifts after noise exposure in the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) measured using evoked auditory potentials. *Marine Mammal Science*, 20(4), 673-687. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2004.tb01187.x>
- Nedwell, J., & Howell, D. (2004). A review of offshore windfarm related underwater noise sources. *Cowrie Rep*, 544, 1-57.
- Nedwell, J. R., Needham, K., Turnpenny, A. W. H., & Thompson, D. (1999). *Measurement of sound during a 3D seismic survey in blocks 14/14a of the North Sea*.
- Nedwell, J., Turnpenny, A., Langworthy, J., & Edwards, B. (2003). *Measurements of underwater noise during piling at the Red Funnel Terminal, Southampton, and observations of its effect on caged fish*. www.subacoustech.com
- Nemiroff, L. (2009). *Structural variation and communicative functions of long-finned pilot whale (*Globicephala melas*) pulsed calls and complex whistles* [M.Sc. Thesis]. Dalhousie University.
- Nielsen, T., Wahlberg, M., Heikkilä, S., Jensen, M., Sabinsky, P., & Dabelsteen, T. (2012). Swimming patterns of wild harbour porpoises *Phocoena phocoena* show detection and avoidance of gillnets at very long ranges. *Marine Ecology Progress Series*, 453, 241-248. <https://doi.org/10.3354/meps09630>
- NOAA. (2022). *Short-Beaked Common Dolphin*. NOAA Fisheries.
- Nuuttila, H. K., Bertelli, C. M., Mendzil, A., & Dearn, N. (2018). Seasonal and diel patterns in cetacean use and foraging at a potential marine renewable energy site. *Marine Pollution Bulletin*, 129(2), 633-644. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.051>
- O'Connor, S., Campbell, R., Cortez, H., & Knowles, T. (2009). *Whale Watching Worldwide: tourism numbers, expenditures and expanding economic benefits, a special report from the International Fund for Animal Welfare*.
- Ødegaard, & Danneskiold-Samøe. (2000). *Offshore Wind-Turbine Construction. Offshore Pile- Driving Underwater and Above-Water Noise Measurements and Analysis*.
- Oilfield Publications. (2003). *The Guide to European Renewable Energy Resources. Volume One - Wind Farms*.
- Oleson, E. M., Barlow, J., Gordon, J., Rankin, S., & Hildebrand, J. A. (2001). Low frequency calls of Bryde's whales. *Marine Mammal Science*, 19(2), 407-419.
- Pack, A. A., Herman, L. M., Craig, A. S., Spitz, S. S., Waterman, J. O., Herman, E. Y., & Lowe, C. (2017). Habitat preferences by individual humpback whale mothers in the Hawaiian breeding grounds vary with the age and size of their calves. *Animal Behaviour*, 133, 131-144.
- Panigada, S., Zanardelli, M., Canese, S., & Jahoda, M. (1999). How deep can baleen whales dive? *Marine Ecology Progress Series*, 187, 309-311.
- Papale, E., Azzolin, M., Cascao, I., Gannier, A., Lammers, M. O., Martin, V. M., & Giacoma, C. (2013). Geographic variability in the acoustic parameters of striped dolphin's (*Stenella coeruleoalba*) whistles. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 133(2), 1126-1134.
- Parente, C. L., Araújo, J. P. de, & Araújo, M. E. de. (2007). Diversity of cetaceans as tool in monitoring environmental impacts of seismic surveys. *Biota Neotropica*, 7(1), 49-56. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032007000100007>
- Parks, S. E., Clark, C. W., & Tyack, P. L. (2007). Short- and long-term changes in right whale calling behavior: The potential effects of noise on acoustic communication. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 122(6), 3725-3731. <https://doi.org/10.1121/1.2799904>
- Parks, S. E., Cusano, D. A., Van Parijs, S. M., & Nowacek, D. P. (2019). North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*) acoustic behavior on the calving grounds. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 146(1), EL15-EL21.
- Parks, S. E., & Tyack, P. L. (2005). Sound production by North Atlantic right whales (*Eubalaena glacialis*) in surface active groups. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 117(5), 3297-3306.
- Reglamento (UE) 2021/1119 del Parlamento Europeo y del Consejo de 30 de junio de 2021 por el que se establece el marco para lograr la neutralidad climática y se modifican los Reglamentos (CE) n.º 401/2009 y (UE) 2018/1999 («Legislación europea sobre el clima»), (2021).
- Parsons, E. C. M., Birks, I., Evans, P. G. H., Gordon, J. C. D., Shrimpton, J. H., & Pooley, S. (2000). The possible impacts of military activity on cetaceans in West Scotland. *European Research on Cetaceans* (Vol. 14).
- Pedersen, M. B., Tønnesen, P., Malinka, C. E., Ladegaard, M., Johnson, M., Aguilar de Soto, N., & Madsen, P. T. (2021). Echolocation click parameters of short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*) in the wild. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 149(3), 1923-1931.
- Perry, R., & Heyman, W. D. (2020). Special issue on understanding the effects of offshore wind energy development on fisheries considerations for offshore wind energy development effects on fish and fisheries in the united states. A Review of Existing Studies, New Efforts, and Opportunities for Innovation. *Oceanography*, 33(4). <https://www.awstruepower.com>.
- Peters, R. C., Eeuwes, L. B. M., & Bretschneider, F. (2007). On the electroreception threshold of aquatic vertebrates with ampullary or mucous gland electroreceptor organs. *Biological Reviews*, 82(3), 361-373. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2007.00015.x>
- Pine, M. K., Jeffs, A. G., & Radford, C. A. (2016). *Effects of Underwater Turbine Noise on Crab Larval Metamorphosis* (pp. 847-852). https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2981-8_104
- Popper, A. N., & Hastings, M. C. (2009). The effects of anthropogenic sources of sound on fishes. *En Journal of Fish Biology* (Vol. 75, Número 3, pp. 455-489). <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2009.02319.x>
- Puig-Lozano, R., Bernaldo de Quirós, Y., Díaz-Delgado, J., García-Álvarez, N., Sierra, E., De la Fuente, J., Sacchini, S., Suárez-Santana, C.M., Zucca, D., Cámara, N., Saavedra, P., Almunia, J., Rivero, M. A., Fernández, A., & Arbelo, M. (2018). Retrospective study of foreign body-associated pathology in stranded cetaceans, Canary Islands (2000-2015). *Environmental Pollution*, 243, 519-527. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.09.012>
- Puig-Lozano, R., Fernández, A., Sierra, E., Saavedra, P., Suárez-Santana, C. M., De la Fuente, J., Díaz-Delgado, J., Godinho, A., García-Álvarez, N., Zucca, D., Xuriach, A., Arregui, M., Felipe-Jiménez, I., Consoli, F., Díaz-Santana, P. J., Segura-Göthlin, S., Cámara, N., Rivero, M. A., Sacchini, S., ... Arbelo, M. (2020). Retrospective Study of Fishery Interactions in Stranded Cetaceans, Canary Islands. *Frontiers in Veterinary Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fvets.2020.567258>

- Puig-Pons, V., Soliveres, E., Pérez-Arjona, I., Espinosa, V., Poveda-Martínez, P., Ramis-Soriano, J., Ordoñez-Cebrián, P., Moszyński, M., de la Gándara, F., Bou-Cabo, M., Cort, J. L., & Santaella, E. (2021). Monitoring of Caged Bluefin Tuna Reactions to Ship and Offshore Wind Farm Operational Noises. *Sensors*, *21*(21), 6998. <https://doi.org/10.3390/s21216998>
- Pulis, E. E., Wells, R. S., Schorr, G. S., Douglas, D. C., Samuelson, M. M., & Solangi, M. (2018). Movements and dive patterns of pygmy killer whales (*Feresa attenuata*) released in the Gulf of Mexico following rehabilitation. *Aquatic Mammals*, *44*(5), 555-567.
- Pulkkinen, A., Moore, K., Zellar, R., Uritskaya, O., Karaköylü, E. M., Uritsky, V., & Reeb, D. (2020). Statistical Analysis of the Possible Association Between Geomagnetic Storms and Cetacean Mass Strandings. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, *125*(10). <https://doi.org/10.1029/2019JG005441>
- Püts, M., Kempf, A., Möllmann, C., & Taylor, M. (2023). Trade-offs between fisheries, offshore wind farms and marine protected areas in the southern North Sea – Winners, losers and effective spatial management. *Marine Policy*, *152*, 105574. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2023.105574>
- Raichel, D. R. (1998). *Encyclopedia of Acoustics. The Journal of the Acoustical Society of America*, *104*(1), 19-19. <https://doi.org/10.1121/1.423269>
- Rankin, S., & Barlow, J. (2007). Vocalizations of the sei whale *Balaenoptera borealis* off the Hawaiian Islands. *Bioacoustics*, *16*(2), 137-145.
- Raoux, A., Dambacher, J. M., Pezy, J.-P., Mazé, C., Dauvin, J.-C., & Niquil, N. (2018). Assessing cumulative socio-ecological impacts of offshore wind farm development in the Bay of Seine (English Channel). *Marine Policy*, *89*, 11-20. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.12.007>
- Read, A., Drinker, P., & Northridge, S. (2006). Bycatch of Marine Mammals in U.S. and Global Fisheries. *Conservation Biology*, *20*(1), 163-169. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00338.x>
- Read, A. J. (2008). The looming crisis: interactions between marine mammals and fisheries. *Journal of Mammalogy*, *89*(3), 541-548. <https://doi.org/10.1644/07-MAMM-S-315R1.1>
- Read, A. J. (2013). Review. Development of conservation strategies to mitigate the bycatch of harbor porpoises in the Gulf of Maine. *Endangered Species Research*, *20*(3), 235-250. <https://doi.org/10.3354/esr00488>
- Reese, A., Voigt, N., Zimmermann, T., Kirchgorg, T., Weinberg, I., Irrgeher, J., & Proefrock, D. (2019). *Corrosion protection of offshore wind farms: An emerging contamination source for the marine environment?*. Symposium Marine resources and offshore wind farms.
- Reisinger, R. R., Keith, M., Andrews, R. D., & De Bruyn, P. J. N. (2015). Movement and diving of killer whales (<i>Orcinus orca</i>) at a Southern Ocean archipelago. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *473*, 90-102.
- Rendell, L. E., & Gordon, J. C. D. (1999). *Vocal response of long-finned pilot whales (<i>Globicephala melas</i>) to military sonar in the Ligurian Sea*. *15*(1), 198-204.
- Reubens, J. T., Braeckman, U., Vanaverbeke, J., Van Colen, C., Degraer, S., & Vincx, M. (2013). Aggregation at windmill artificial reefs: CPUE of Atlantic cod (<i>Gadus morhua</i>) and pouting (<i>Trisopterus luscus</i>) at different habitats in the Belgian part of the North Sea. *Fisheries Research*, *139*, 28-34. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.10.011>
- Rezaei, F., Contestabile, P., Vicinanza, D., & Azzellino, A. (2023). Towards understanding environmental and cumulative impacts of floating wind farms: Lessons learned from the fixed-bottom offshore wind farms. *Ocean and Coastal Management*, *243*. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2023.106772>
- Richardson, W. J., Finley, K. J., Miller, G. W., Davis, R. A., & Koski, W. R. (1995). Feeding, social and migration behaviour of bowhead whales, <i>Balaena mysticetus</i>, in Baffin Bay VS the Beaufort Sea - regions with different amounts of human activity. *Marine Mammal Science*, *11*(1), 1-45. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.1995.tb00272.x>
- Richardson, W. J., Greene, C. R. G. JR., Malme, C. I., & Thomson, D. H. (1995). *Marine Mammals and Noise*. Academic Press, 579.
- Richardson, W. J., Greene, C. R., Malme, C. I., & Thomson, D. H. (2013). *Marine mammals and noise*. Academic press.
- Richardson, W. J., & Würsig, B. (1997). Influences of man-made noise and other human actions on cetacean behaviour. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, *29*(1-4), 183-209. <https://doi.org/10.1080/10236249709379006>
- Ridgway, S. H. (1985). Diving by Cetaceans. En A. O. Brubakk, J. W. Kanwisher, & G. Sundnes (Eds.), *Diving in animals and man: an international symposium, Kongsvoll* (pp. 33-62). Royal Norwegian Society of Science and Letters.
- Robbins, J., Knowlton, A. R., & Landry, S. (2015). Apparent survival of North Atlantic right whales after entanglement in fishing gear. *Biological Conservation*, *191*, 421-427. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.07.023>
- Romagosa, M., Cascão, I., Merchant, N. D., Lammers, M. O., Giacomello, E., Marques, T. A., & Silva, M. A. (2017). Underwater ambient noise in a baleen whale migratory habitat off the Azores. *Frontiers in Marine Science*, *4*(APR). <https://doi.org/10.3389/FMARS.2017.00109/FULL>
- Rone, B. K., Sweeney, D. A., Falcone, E. A., Watwood, S. L., & Schorr, G. S. (2022). Movements and diving behavior of Risso's dolphins in the Southern California Bight. *Frontiers in Marine Science*, *9*, 873548.
- Ryan, A. F., Kujawa, S. G., Hammill, T., Le Prell, C., & Kil, J. (2016). Temporary and Permanent Noise-induced Threshold Shifts: A Review of Basic and Clinical Observations. *Otology and Neurotology*, *37*(8), e271-e275. <https://doi.org/10.1097/MAO.0000000000001071>
- Saez, L., Lawson, D., De Angelis, M., Petras, E., Wilkin, S. M., & Fahy, C. C. (2013). *Understanding the co-occurrence of large whales and commercial fixed gear fisheries off the west coast of the United States*.
- Saez, L., Lawson, D., & Deangelis, M. (2021). *Large whale entanglements off the U.S. West Coast, from 1982-2017*.
- Santos, M. B., Martin, V., Arbelo, M., Fernández, A., & Pierce, G. J. (2007). Insights into the diet of beaked whales from the atypical mass stranding in the Canary Islands in September 2002. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, *87*(1), 243-251. <https://doi.org/10.1017/S0025315407054380>
- Sayigh, L. S. (2013). Cetacean acoustic communication. *Biocommunication of Animals*, 275-297. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7414-8_16
- Scheidat, M., & Siebert, U. (2003). Aktueller Wissensstand zur Bewertung von anthropogenen Einflüssen auf Schweinswale in der deutschen Nordsee. *Seevögel*, *23*(4), 50-60.
- Scheidat, M., Tougaard, J., Brasseur, S., Carstensen, J., Van Polanen Petel, T., Teilmann, J., & Reijnders, P. (2011). Harbour porpoises (<i>Phocoena phocoena</i>) and wind farms: A case study in the Dutch North Sea. *Environmental Research Letters*, *6*(2). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/6/2/025102>
- Schmoker, C., & Hernández-León, S. (2013). Stratification effects on the plankton of the subtropical Canary Current. *Progress in Oceanography*, *119*, 24-31. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2013.08.006>
- Schorr, G. S., Falcone, E. A., Moretti, D. J., & Andrews, R. D. (2014). First long-term behavioral records from Cuvier's beaked whales (<i>Ziphius cavirostris</i>) reveal record-breaking dives. *PLoS one*, *9*(3), e92633.
- Schultz von Glahn, M., & Betke, K. (2003). *Zur Unterwasser-Schallabstrahlung beim Bau und beim Betrieb von Offshore-Windenergieanlagen*.
- Sekiguchi, K., Klages, N. T. W., & Best, P. B. (1992). Comparative analysis of the diets of smaller odontocete cetaceans along the coast of southern Africa. *South African Journal of Marine Science*, *12*(1), 843-861. <https://doi.org/10.2989/02577619209504746>
- Servidio, A. (2014). *Distribution, social structure and habitat use of short-finned pilot whale, Globicephala macrorhynchus, in the Canary Islands*. [University of St. Andrews]. <http://research-repository.st-andrews.ac.uk/>
- Shaff, J. F., & Baird, R. W. (2021). Diel and lunar variation in diving behavior of rough-toothed dolphins (*Steno bredanensis*) off Kaua'i, Hawai'i. *Marine Mammal Science*, *37*(4), 1261-1276.
- Sheehy, D. J., & Vik, S. F. (2010). The role of constructed reefs in non-indigenous species introductions and range expansions. *Ecological Engineering*, *36*(1), 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.09.012>
- Shields, M. A., Woolf, D. K., Grist, E. P. M., Kerr, S. A., Jackson, A. C., Harris, R. E., Bell, M. C., Beharie, R., Want, A., Osalusi, E., Gibb, S. W., & Side, J. (2011). Marine renewable energy: The ecological implications of altering the hydrodynamics of the marine environment. *Ocean & Coastal Management*, *54*(1), 2-9. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2010.10.036>

- Silva, T. L., Mooney, T. A., Sayigh, L. S., Tyack, P. L., Baird, R. W., & Oswald, J. N. (2016). Whistle characteristics and daytime dive behavior in pantropical spotted dolphins (*Stenella attenuata*) in Hawai'i measured using digital acoustic recording tags (DTAGs). *The Journal of the Acoustical Society of America*, 140(1), 421-429.
- Simmonds, M. P., Dolman, S. J., Jasny, M., Parsons, E. C. M., Weilgart, L., Wright, A. J., & Leaper, R. (2014). *Marine noise pollution-increasing recognition but need for more practical action*.
- Simmonds, M. P., Dolman, S., & Weilgart, L. (Eds.). (2004). *Oceans of Noise* (2nd Edition). Whale and Dolphin Conservation Society Science Report.
- Simon, T., Pinheiro, H. T., & Joyeux, J.-C. (2011). Target fishes on artificial reefs: Evidences of impacts over nearby natural environments. *Science of The Total Environment*, 409(21), 4579-4584. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.07.057>
- Simonis, A. E., Roch, M. A., Bailey, B., Barlow, J., Clemesha, R. E., Iacobellis, S., & Baumann-Pickering, S. (2017). Lunar cycles affect common dolphin *Delphinus delphis* foraging in the Southern California Bight. *Marine Ecology Progress Series*, 577, 221-235.
- 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 & Evolution*, 25(7), 419-427. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.04.005>
- Smith, A. B., Pacini, A. F., Nachtigall, P. E., Laule, G. E., Aragones, L. V., Magno, C., & Suarez, L. J. (2019). Transmission beam pattern and dynamics of a spinner dolphin (*Stenella longirostris*). *The Journal of the Acoustical Society of America*, 145(6), 3595-3605.
- Söker, H., Rehfeldt, K., Santjer, F., Strack, M., & Schreiber, M. (2000). *Offshore wind energy in the North Sea*.
- Solé, M., De Vreese, S., Fortuño, J. M., van der Schaar, M., Sánchez, A. M., & André, M. (2022). Commercial cuttlefish exposed to noise from offshore windmill construction show short-range acoustic trauma. *Environmental Pollution*, 312. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119853>
- Soukissian, T., O'Hagan, A. M., Azzellino, A., Boero, F., Brito e Melo, A., Comiskey, P., Gao, Z., Howell, D., Le Boulluec, M., Maisondieu, C., S. B. E., Tedeschi, E., Maheri, A., & Pennock, S. (2023). European offshore renewable energy: Towards a sustainable future. En J. J., K. P. A. B., M. P. Á., R. P. A., V. E. J. Heymans (Ed.), *Future Science Brief* (Vol. 9). European Marine Board. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7561906>
- Sousa, A., Fernandez, M., Alves, F., Arranz, P., Dinis, A., González García, L., Morales, M., Lettrich, M., Encarnação Coelho, R., Costa, H., Capela Lourenço, T., Azevedo, J. M. N., & Frazão Santos, C. (2023). A novel expert-driven methodology to develop thermal response curves and project habitat thermal suitability for cetaceans under a changing climate. *Science of The Total Environment*, 860, 160376. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160376>
- Sparling, C., Coram, A., McConnell, B., Thompson, D., Hawkins, K., & Northridge, S. (2013). *Wave and Tidal Consenting Position Paper Series: Marine Mammal Impacts*.
- Steiner, L., Silva, M. A., Zereba, J., & Leal, M. J. (2008). Bryde's whales, *Balaenoptera edeni*, observed in the Azores: a new species record for the region. *Marine Biodiversity Records*, 1. <https://doi.org/10.1017/s1755267207007282>
- Stelzenmüller, V., Gimpel, A., Letschert, J., Kraan, C., & Döring, R. (2020). *Impact of the use of offshore wind and other marine renewables on European fisheries*.
- Stenberg, C., Deurs, M. V., Støttrup, J., Mosegaard, H., Grome, T., Dinesen, G. E., Christensen, A., Jensen, H., Kaspersen, M., Berg, C. W., Leonhard, S. B., Skov, H., Pedersen, J., Hvidt, C. B., Klastrup, M., & Leonhard, S. B. (2011). *Effect of the Horns Rev 1 Offshore Wind Farm on Fish Communities. Follow-up Seven Years after Construction: Follow-up Seven Years after Construction*.
- Stone, C. J. (2003). *JNCC Report No. 323 The effects of seismic activity on marine mammals in UK waters*.
- Szurek, M., Blachowski, J., & Nowacka, A. (2014). GIS-Based method for wind farm location multi-criteria analysis. *Mining Science*, 21, 65-81. <https://doi.org/10.5277/ms142106>
- Taormina, B., Bald, J., Want, A., Thouzeau, G., Lejart, M., Desroy, N., & Carlier, A. (2018). A review of potential impacts of submarine power cables on the marine environment: Knowledge gaps, recommendations and future directions. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 96, 380-391. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.07.026>
- Teilmann, J., Larsen, F., & Desportes, G. (2007). Time allocation and diving behaviour of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in Danish and adjacent waters. *J Cetacean Res Manag*, 9, 201-210.
- Teilmann, J., Tougaard, J., & Carstensen, J. (2008). *Effects from offshore wind farms on harbour porpoises in Denmark*.
- Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R., & Piper, W. (2006). *Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish*. www.offshorewind.co.uk
- Thomsen, F., McCully, S. R., Weiss, L. R., Wood, D. T., Warr, K. J., Barry, J., & Law, R. J. (2011). Cetacean Stock Assessments in Relation to Exploration and Production Industry Activity and Other Human Pressures: Review and Data Needs. *Aquatic Mammals*, 37(1), 1-93. <https://doi.org/10.1578/AM.37.1.2011.1>
- Thorson, P., & Reyff, J. A. (2004). *San Francisco - Oakland Bay Bridge East Span Seismic Safety Project. Marine Mammal and Acoustic Monitoring for the Eastbound Structure*.
- Tougaard, J., Carstensen, J., Henriksen, O. D., Skov, H., & Teilmann, J. (2003). *Short-term effects of the construction of wind turbines on harbour porpoises at Horns Reef. Technical report to TechWise A/S*.
- Tougaard, J., Carstensen, J., Henriksen, O. D., Teilmann, J., & Hansen, J. R. (2004). *Harbour Porpoises on Horns Reef - Effects of the Horns Reef Wind Farm. Annual Status Report 2003*.
- Tougaard, J., Henriksen, O. D., & Miller, L. A. (2009). Underwater noise from three types of offshore wind turbines: Estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 125(6), 3766-3773.
- Tougaard, J., Hermannsen, L., & Madsen, P. T. (2020). How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines? *The Journal of the Acoustical Society of America*, 148(5), 2885-2893.
- Tougaard, J., & Teilmann, J. (2004). *Progress report of the acoustic T-POD monitoring during January-July 2004. Short Tech Note to Energi E2 A/S*.
- Tribunal de Cuentas Europeo. (2023). *Energía renovable marina en la UE Los planes de crecimiento son ambiciosos, pero la sostenibilidad supone todavía un reto*.
- Tricas, T., & Gill, A. (2011). *Effects of EMFs from undersea power cables on elasmobranchs and other marine species*.
- Turkowska, O., Castro, G., Klingler, M., Nitsch, F., Regner, P., Soterroni, A. C., & Schmidt, J. (2021). Land-use impacts of Brazilian wind power expansion. *Environmental Research Letters*, 16(2), 024010. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abd12f>
- Tyack, P. L., Johnson, M., Aguilar de Soto, N., Sturlese, A., & Madsen, P. T. (2006). Extreme diving of beaked whales. *Journal of Experimental Biology*, 209(21), 4238-4253.
- Vaissière, A. C., Levrel, H., Pioch, S., & Carlier, A. (2014). Biodiversity offsets for offshore wind farm projects: The current situation in Europe. *Marine Policy*, 48, 172-183. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2014.03.023>
- van Berckel, J., Burchard, H., Christensen, A., Mortensen, L. O., Petersen, O. S., & Thomsen, F. (2020). The Effects of Offshore Wind Farms on Hydrodynamics and Implications for Fishes. *Oceanography*, 33(4), 108-117.
- van Hal, R., Griffioen, A. B., & van Keeken, O. A. (2017). Changes in fish communities on a small spatial scale, an effect of increased habitat complexity by an offshore wind farm. *Marine Environmental Research*, 126, 26-36. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.01.009>
- Vandendriessche, S., Derweduwen, J., & Hostens, K. (2015). Equivocal effects of offshore wind farms in Belgium on soft substrate epibenthos and fish assemblages. *Hydrobiologia*, 756(1), 19-35. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1997-z>
- Vanhellemont, Q., & Ruddick, K. (2014). Turbid wakes associated with offshore wind turbines observed with Landsat 8. *Remote Sensing of Environment*, 145, 105-115. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.01.009>
- Vanselow, K. H. (2020). Where are Solar storm-induced whale strandings more likely to occur? *International Journal of Astrobiology*, 19(5), 413-417. <https://doi.org/10.1017/S1473550420000051>
- Vanselow, K. H., Jacobsen, S., Hall, C., & Garthe, S. (2018). Solar storms may trigger sperm whale strandings: explanation approaches for multiple strandings in the North Sea in 2016. *International Journal of Astrobiology*, 17(4), 336-344. <https://doi.org/10.1017/S147355041700026X>
- Velázquez-Medina, S., & Santana-Sarmiento, F. (2023). Evaluation method of marine spaces for the planning and exploitation of offshore wind farms in isolated territories. A two-island case study. *Ocean and Coastal Management*, 239. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2023.106603>

- Verboom, W. C., & Kastelein, R. A. (1995). *Acoustic signals by harbour porpoises (<i>Phocoena phocoena</i>)*.
- Visser, F., Keller, O. A., Oudejans, M. G., Nowacek, D. P., Kok, A. C., Huisman, J., & Sterck, E. H. (2021). Risso's dolphins perform spin dives to target deep-dwelling prey. *Royal Society Open Science*, 8(12), 202320.
- Wahlberg, M., & Westerberg, H. (2005). Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore wind farms. *Marine Ecology Progress Series*, 288, 295-309. <https://doi.org/10.3354/meps288295>
- Walker, M. M., Diebel, C. E., & Kirschvink, J. L. (2003). Detection and Use of the Earth's Magnetic Field by Aquatic Vertebrates. En S. P. Collin & N. J. Marshall (Eds.), *Sensory Processing in Aquatic Environments* (pp. 53-74). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-0-387-22628-6_3
- Wang, T., Ru, X., Deng, B., Zhang, C., Wang, X., Yang, B., & Zhang, L. (2023). Evidence that offshore wind farms might affect marine sediment quality and microbial communities. *Science of The Total Environment*, 856, 158782. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158782>
- Wang, T., Zou, X., Li, B., Yao, Y., Li, J., Hui, H., Yu, W., & Wang, C. (2018). Microplastics in a wind farm area: A case study at the Rudong Offshore Wind Farm, Yellow Sea, China. *Marine Pollution Bulletin*, 128, 466-474. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.050>
- Wang, Y., Tan, W., Li, B., Wen, L., & Lei, G. (2021). Habitat alteration facilitates the dominance of invasive species through disrupting niche partitioning in floodplain wetlands. *Diversity and Distributions*, 27(9), 1861-1871. <https://doi.org/10.1111/ddi.13376>
- Wardle, C. S. (1986). *Fish behaviour and fishing gear. In The behaviour of teleost fishes*. Springer US.
- Watkins, W. A., Daher, M. A., Samuels, A., & Gannon, D. P. (1997). Observations of Peponocephala electra, the melon-headed whale, in the southeastern Caribbean. *Caribb. J. Sci.*, 33, 34-40.
- Weilgart, L. S. (2007). The impacts of anthropogenic ocean noise on cetaceans and implications for management. *Canadian Journal of Zoology*, 85(11), 1091-1116. <https://doi.org/10.1139/Z07-101>
- Weir, C. R., & Pierce, G. J. (2013). A review of the human activities impacting cetaceans in the eastern tropical <sc>A</sc>tlantic. *Mammal Review*, 43(4), 258-274. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2012.00222.x>
- Welcker, J., & Nehls, G. (2016). Displacement of seabirds by an offshore wind farm in the North Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 554, 173-182. <https://doi.org/10.3354/meps11812>
- Wenger, A. S., Harvey, E., Wilson, S., Rawson, C., Newman, S. J., Clarke, D., Saunders, B. J., Browne, N., Travers, M. J., Mcilwain, J. L., Erfemeijer, P. L. A., Hobbs, J. A., Mclean, D., Depczynski, M., & Evans, R. D. (2017). A critical analysis of the direct effects of dredging on fish. *Fish and Fisheries*, 18(5), 967-985. <https://doi.org/10.1111/faf.12218>
- Wenzel, F. W., Broms, F., López-Suárez, P., Lopes, K., Veiga, N., Yeoman, K., & Corkeron, P. (2020). Humpback whales (<i>Megaptera novaeangliae</i>) in the Cape Verde Islands: Migratory patterns, resightings, and abundance. *Aquatic Mammals*, 46(1), 21-31.
- Westerberg, H., & Lagenfelt, I. (2008). Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel. *Fisheries Management and Ecology*, 15(5-6), 369-375. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2008.00630.x>
- Whitehead, H. (2002). Sperm whale (<i>Physeter macrocephalus</i>). En W. Perrin, B. Würsig, & J. Thewissen (Eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals* (pp. 1165-1172). Academic Press.
- Wilhelmsson, D., & Malm, T. (2008). Fouling assemblages on offshore wind power plants and adjacent substrata. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79(3), 459-466. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.04.020>
- Wilhelmsson, D., Malm, T., & Öhman, M. C. (2006). The influence of offshore windpower on demersal fish. *ICES Journal of Marine Science*, 63(5), 775-784. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2006.02.001>
- Williams, R., Gero, S., Bejder, L., Calambokidis, J., Kraus, S. D., Lusseau, D., Read, A. J., & Robbins, J. (2011). Underestimating the damage: interpreting cetacean carcass recoveries in the context of the Deepwater Horizon/BP incident. *Conservation Letters*, 4(3), 228-233. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2011.00168.x>
- Williams, T. M., Haun, J. E., & Friedl, W. A. (1999). The diving physiology of bottlenose dolphins (<i>Tursiops truncatus</i>): I. Balancing the demands of exercise for energy conservation at depth. *Journal of Experimental Biology*, 202(20), 2739-2748.
- Wilson, B., Batty, R. S., Daunt, F., & Carter, C. (2006). *Collision risks between marine renewable energy devices and mammals, fish and diving birds. Report to the Scottish Executive*.
- Wilson, J. C., & Elliott, M. (2009). The habitat-creation potential of offshore wind farms. *Wind Energy*, 12(2), 203-212. <https://doi.org/10.1002/we.324>
- Wilson, J. C., Elliott, M., Cutts, N. D., Mander, L., Mendão, V., Perez-Dominguez, R., & Phelps, A. (2010a). Coastal and offshore wind energy generation: Is it environmentally benign? *Energies*, 3(7), 1383-1422. <https://doi.org/10.3390/en3071383>
- Wilson, J. C., Elliott, M., Cutts, N. D., Mander, L., Mendão, V., Perez-Dominguez, R., & Phelps, A. (2010b). Coastal and offshore wind energy generation: Is it environmentally benign? *Energies*, 3(7), 1383-1422. <https://doi.org/10.3390/en3071383>
- WindEurope. (2020). *Offshore Wind in Europe. Key trends and statistics 2019*.
- WindEurope. (2023). *European Offshore Wind Farms Map Public*. <https://windeurope.org/intelligence-platform/product/european-offshore-wind-farms-map-public/>
- Wood, M. P., & Carter, L. (2008). Whale entanglements with submarine telecommunication cables. *IEEE Journal of Oceanic Engineering*, 33(4), 445-450. <https://doi.org/10.1109/JOE.2008.2001638>
- Wright, A. J., Soto, N. A., Baldwin, A. L., Bateson, M., Beale, C. M., Clark, C., Deak, T., Edwards, E. F., Fernández, A., Godinho, A., Hatch, L. T., Kakuschke, A., Lusseau, D., Martineau, D., Romero, M. L., Weilgart, L. S., Wintle, B. A., Notarbartolo-di-Sciara, G., & Martin, V. (2007). Do Marine Mammals Experience Stress Related to Anthropogenic Noise? *International Journal of Comparative Psychology*, 20(2). <https://doi.org/10.46867/IJCP.2007.20.02.01>
- Wursig, B., & Perrin, W. F. (Eds.). (2006). *Encyclopedia of marine mammals*. Academic Press.
- Zadeh-Haghighi, H., & Simon, C. (2022). Magnetic field effects in biology from the perspective of the radical pair mechanism. *Journal of The Royal Society Interface*, 19(193). <https://doi.org/10.1098/rsif.2022.0325>
- Zaeschar, J., & Estrela, G. (2022). False Killer Whale (<i>Pseudorca crassidens</i> (Owen, 1846). En *Handbook of the Mammals of Europe* (pp. 1-39). https://doi.org/10.1007/978-3-319-65038-8_102-1
- Zepeda-Borja, K. M., Morteo, E., Guzón-Zatarain, O. R., Pérez-España, H., Delfin-Alfonso, C. A., & Bello-Pineda, J. (2022). Interannual shifts in sea surface temperature and chlorophyll drive the relative abundance and group size of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* on the Southeast Gulf of California. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*. <https://doi.org/10.5597/lajam00278>
- Zhu, Q., Hillmann, D. J., & Henk, W. G. (2001). Morphology of the eye and surrounding structures of the bowhead whale, *Balaena mysticetus*. *Marine Mammal Science*, 17(4), 729-750. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2001.tb01296.x>
- Zielke, W., Mittendorf, K., Nguyen, B., Ungruh, G., Gerasch, W. J., Uhl, A., Richwien, W., Lesny, K., Wiemann, J., Schaumann, P., & Kleinedam, P. (2004). *Bau- und umwelttechnische Aspekte von Off-shore Windenergieanlagen. Final Report 2000-2003. GIGAWIND. 0329894A*.
- Zimmer, W. M., Johnson, M. P., Madsen, P. T., & Tyack, P. L. (2005). Echolocation clicks of free-ranging Cuvier's beaked whales (<i>Ziphius cavirostris</i>). *The Journal of the Acoustical Society of America*, 117(6), 3919-3927.

6. Anexos

Anexo 1. Especies de cetáceos presentes en Canarias, sus características y niveles de protección

Especie	Nombre común	Presencia	Reproducción	Prof. media (máx.) (m)	Frec. emisión (min-max) (KHz)	Límite TTS (dB)	Niv. emisión (dB RMS re. 1 µPa @ 1 m)	CCEP**	CEEA***	Direct. Hábitats	BERNA	BONN	Referencias
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Rorcual aliblanco	Desconocido	Febrero en Atlántico N	1000 (3000)*	0,05 - 5	Evitan sonidos de 15 kHz	150 -176	No contemplada	Vulnerable	IV	III	-	(Boisseau et al., 2021; Cooke, 2018; Edds-Walton, 2000; Erbe et al., 2017; Gedamke et al., 2017; Mellinger et al., 2000)
<i>Balaenoptera borealis</i>	Rorcual norteño	Estacional (otoño - primavera)	Desconocido en Canarias	17,9 (19)	0,02 - 0,8	Desconocido	147-183	Protección especial	Vulnerable	IV	III	I	(Carrillo & Ritter, 2010; Erbe et al., 2017; Rankin & Barlow, 2007)
<i>Balaenoptera edeni (brydei)</i>	Rorcual tropical	Estacional (primavera - otoño)	Desconocido en Canarias	4,03 (50,6)	0,008 - 1	Desconocido	141-174	No contemplada	Protección especial	IV	II	II	(Carrillo & Ritter, 2010; J. Castro et al., 2021; Dong et al., 2022; Erbe et al., 2017; Heimlich et al., 2005; Oleson et al., 2001)
<i>Balaenoptera musculus</i>	Rorcual azul	Estacional (primavera - otoño)	Desconocido en Canarias	113 (310)	0,013 - 0,107	Desconocido	168-189	Protección especial	Vulnerable	IV	II	I	(Croll et al., 2001; Erbe et al., 2017; Hazen et al., 2015)
<i>Balaenoptera physalus</i>	Rorcual común	Estacional (primavera - otoño)*	Desconocido en Canarias	78 (470)	0,015 - 0,210	Desconocido	159-195	Protección especial	Vulnerable	IV	II	I	(Archer et al., 2019; Croll et al., 2001; Erbe et al., 2017; Panigada et al., 1999)
<i>Megaptera novaeangliae</i>	Yubarta	Estacional (primavera-verano)	Desconocido en Canarias	67 (150)	0,020 - 24	Desconocido	123-192	Interés especial	Vulnerable	IV	II	I	(Dolphin, 1987; Erbe et al., 2017; Pack et al., 2017; Wenzel et al., 2020)
<i>Eubalaena glacialis</i>	Ballena franca	Esporádico	Desconocido en Canarias	8,3 (15,4)	0,1 -0,4	Desconocido	137 -192	Protección especial	En peligro extinción	IV	II	I	(Caldwell & Caldwell, 1971; Parks et al., 2019; Parks & Tyack, 2005)
<i>Kogia breviceps</i>	Cachalote pigmeo	Desconocida	Desconocido en Canarias	700*	1,4 - 200	Desconocido	Desconocido	Interés especial	Protección especial	IV	II	-	(Baird, 2005; Carrillo & Ritter, 2010; Erbe et al., 2017)
<i>Kogia sima</i>	Cachalote enano	Desconocida	Desconocido en Canarias	247 - 1565*	112 -130*	Desconocido	162 -186	No contemplada	Protección especial	IV	III	-	(Baird, 2005; Carrillo & Ritter, 2010; MacLeod et al., 2004; Malinka et al., 2021; Merckens et al., 2018)
<i>Physeter macrocephalus</i>	Cachalote	Residente (pico en verano)	Sí	400 (2250)	0,1 - 30	Desconocido	166 - 236	Vulnerable	Vulnerable	IV	III	I	(Erbe et al., 2017; Whitehead, 2002)
<i>Globicephala macrorhynchus</i>	Calderón de aleta corta o tropical	Residente	Sí	700 (1018)	1 - 55	Desconocido	156-200	Protección especial	Vulnerable	IV	II	-	(Aguilar de Soto et al., 2008; Erbe et al., 2017; Pedersen et al., 2021)
<i>Globicephala melas</i>	Calderón de aleta larga o común	Esporádico	Desconocido en Canarias	400 (828)	1 - 94	Desconocido	179-190	Interés especial	Protección especial	IV	II	II	(Baird et al., 2002; Eskesen et al., 2011; Heide-Jørgensen et al., 2002; Nemiroff, 2009)
<i>Grampus griseus</i>	Calderón gris	Residente	Sí	101 (623)	0,01 - 140	Desconocido	163-210	Interés especial	Protección especial	IV	II	II	(Baird, 2009; Erbe et al., 2017; Rone et al., 2022; Visser et al., 2021)
<i>Orcinus orca</i>	Orca	Estacional (verano)	Desconocido en Canarias	57,5 (767,5)	0,05 - 75	5 dB after 30-50 min within 450 m	105 - 217	Interés especial	Protección especial	IV	II	II	(Erbe, 2002; Erbe et al., 2017; Eskesen et al., 2011; Reisinger et al., 2015)
<i>Lagenodelphis hosei</i>	Delfín de Fraser	Esporádico	Desconocido en Canarias	300 (600)	4 -40	Desconocido	Desconocido	No contemplada	Protección especial	IV	III	II	(Dolar et al., 2003; Erbe et al., 2017)
<i>Pseudorca crassidens</i>	Falsa orca	Desconocida	Desconocido en Canarias	137,5 (927,5)	0,5 - 100	Desconocido	190 -215	No contemplada	Protección especial	IV	II	-	(Baird et al., 2014; Erbe et al., 2017)

<i>Feresa attenuata</i>	Orca pigmea	Desconocida	Desconocido	112 (368)	45-117	Desconocido	197-223	No contemplada	No contemplada	IV	III	-	(Madsen et al., 2004; Pulis et al., 2018)
<i>Peponocephala electra</i>	Delfín cabeza de melón	Desconocido	Desconocido	Desconocido	1-25	Desconocido	Desconocido	No contemplada	No contemplada	IV	III	-	(Brownell Jr et al., 2009; Frankel & Yin, 2010; Watkins et al., 1997)
<i>Delphinus delphis</i>	Delfín común	Estacional (invierno - primavera)	Desconocido en Canarias	30 (305)	2 -160	Desconocido	120-149*	Interés especial	Protección especial	IV	II	I	(Erbe et al., 2017; NOAA, 2022; Simonis et al., 2017)
<i>Stenella coeruleoalba</i>	Delfín listado	Residente	Sí	450 (700)	0,135 - 24	Desconocido	Desconocido	Interés especial	Protección especial	IV	II	II	(Archer & Perrin, 1999; Papale et al., 2013)
<i>Stenella attenuata</i>	Delfín moteado tropical	Desconocida	Desconocido	16 (48)	8-21	Desconocido	170-203 (pp)	No contemplada	No contemplada	-	III	II	(Gong et al., 2019; Silva et al., 2016)
<i>Stenella frontalis</i>	Delfín moteado del Atlántico	Residente	Sí	18.5 (28)	1,15 - 23,44	Desconocido	115 -163	No contemplada	Protección especial	IV	II	-	(Azevedo et al., 2010; Frankel et al., 2014; Griffin et al., 2004)
<i>Stenella longirostris</i>	Delfín acróbata	Residente	Sí	225 (400)	2 - 130	Desconocido	85-170	No contemplada	No contemplada	-	III	II	(Benoit-Bird, 2004; Erbe et al., 2017; Fish & Turl, 1976; Smith et al., 2019)
<i>Steno bredanensis</i>	Delfín de dientes rugosos	Residente	Sí	67,5 (399,5)	1,6 - 28,2	Desconocido	Desconocido	No contemplada	Protección especial	IV	II	-	(Erbe et al., 2017; Shaff & Baird, 2021)
<i>Tursiops truncatus</i>	Delfín mular o Tonina	Residente	Sí	135 (535)*	0,02 - 150	6 dB or larger	114 -195	Protección especial	Vulnerable	II, IV	II	II	(Erbe et al., 2017; Finneran et al., 2001; Ridgway, 1985; T. M. Williams et al., 1999)
<i>Hyperoodon ampullatus</i>	Zifio calderón septentrional	Esporádico	Desconocida en Canarias	1065 (1453)	2 - 22	Desconocido	Desconocido	No contemplada	Protección especial	IV	III	II	(Hooker & Baird, 1999; Hooker & Whitehead, 2002)
<i>Mesoplodon densirostris</i>	Zifio de Blainville	Residente	Sí	835 (1251)	8 - 51	Desconocido	123-220 (peak to peak)	No contemplada	Protección especial	IV	III	-	(Erbe et al., 2017; Tyack et al., 2006)
<i>Mesoplodon europaeus</i>	Zifio de Gervais	Residente	Sí	1099 (1599)	30-50	Desconocido	Desconocido	No contemplada	Protección especial	IV	III	-	(Baird et al., 2008; Gillespie et al., 2009; Tyack et al., 2006)
<i>Mesoplodon bidens</i>	Zifio de Sowerby	Esporádico	Desconocida en Canarias	Desconocido	33-64	Desconocido	Desconocido	No contemplada	No contemplada	-	II	-	(Cholewiak et al., 2013)
<i>Mesoplodon mirus</i>	Zifio de True	Esporádico	Desconocida en Canarias	Desconocido	Desconocido	Desconocido	Desconocido	No contemplada	Protección especial	IV	II	-	
<i>Ziphius cavirostris</i>	Zifio de Cuvier	Residente	Sí	1070 (2992)	13 - 64	Desconocido	214 (peak to peak)	No contemplada	Vulnerable	IV	II	I	(Erbe et al., 2017; Schorr et al., 2014; Tyack et al., 2006; Zimmer et al., 2005)
<i>Phocoena phocoena</i>	Marsopa común	Esporádico	Desconocida en Canarias	50 (132)	1.4 - 140	5 dB	155 - 172	No contemplada	Vulnerable	II	II	II	(W. W. Au et al., 1999; Kastelein et al., 2017; Teilmann et al., 2007; Verboom & Kastelein, 1995)

*Dato proveniente de animales fuera de Canarias.

** Catálogo Canario de Especies Protegidas (Ley 4/2010)

***Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (RD 139/2011).

Anexo 2. Proyectos de eólica marina propuestos en Canarias

Nombre	Isla	Ubicación	Nº Turbinas	Capacidad (MW)	Extensión (Km ²)	Tipo	Promotor	Consulta	Estado
GRAN CANARIA ESTE	GC	CAN_GC 3 / CAN_GC 2	12	144	30	FLOTANTE	OCEAN WINDS	MITECO	Fin fase potestativa
LANZAROTE ESTE	LZ	Frente a Punta Grande en Arrecife	4	50	-	FLOTANTE	OCEAN WINDS	MITECO	Fin fase potestativa
CANAWIND I	GC	CAN_GC2	17	250	42.7	FLOTANTE	COBRA	MITECO	Fin fase potestativa
CANAWIND II	GC	CAN_GC3	17	250	25.5	FLOTANTE	COBRA	MITECO	Fin fase potestativa
GOFIO	GC	Sureste de GC	4	50	-	FLOTANTE	GREENALIA	MITECO	Inicio
SAN BORONDÓN	GC	Entre la localidad de Maspalomas y el aeropuerto de GC	17	238	44	FLOTANTE	IBERDROLA	MITECO	Fin fase potestativa
CANARRAY I	GC	Frente a las costas de los municipios San Bartolomé de Tirajana y Santa Lucía de Tirajana	8	48	-	FLOTANTE	CANARRAYS	MITECO	Fin fase potestativa
CANARRAY II	GC	Frente a las costas de los municipios San Bartolomé de Tirajana y Santa Lucía de Tirajana	24	132	-	FLOTANTE	CANARRAYS	MITECO	Fin fase potestativa
COLOMBINO	GC	Frente al municipio de San Bartolomé de Tirajana), frente a la central térmica de Tirajana I y II	4	49.9	3.4	FLOTANTE	COBRA	MITECO	Terminado
SAHARIANO	GC	Frente al municipio de San Bartolomé de Tirajana), frente a la central térmica de Tirajana I y II.	4	49.9	4.4	FLOTANTE	COBRA	MITECO	Terminado
CABILDO	GC	Frente al municipio de San Bartolomé de Tirajana), frente a la central térmica de Tirajana I y II.	4	49.9	2.31	FLOTANTE	COBRA	MITECO	Terminado
ALISIO	GC	Frente al municipio de San Bartolomé de Tirajana), frente a la central térmica de Tirajana I y II.	4	49.9	4.16	FLOTANTE	COBRA	MITECO	Fin fase potestativa
MARESÍA	GC	CAN_GC3	3 - 17	45 - 255	-	FLOTANTE	CAPITAL ENERGY	MITECO	Fin fase potestativa
SALINAS I	GC	Frente a Salinas del Matorral y Castillo del Romeral	5	49.9	4.27	FLOTANTE	AUDEMA	MITECO	Fin fase potestativa
SAN AGUSTÍN I	GC	CAN_GC 1	5	49.9	-	FLOTANTE	GREEN STONE RENEWABLE II, SL (Greenalia)	MITECO	Consultas previas
PROYECTO EÓLICO OFFSHORE GRAN CANARIA	GC	CAN_GC 1	14	210	-	FLOTANTE	DESARROLLOS RENOVABLES EOLICOS Y SOLARES S.L.U (Acciona)	MITECO	Fin fase potestativa
ANDAMANA	GC	CAN_GC 3 / CAN_GC 2	24	240	-	FLOTANTE	ANDAMANA ENERGY, S.L.U (Grupo Magtel)	MITECO	Fin fase potestativa
BANDAMA	GC	CAN_GC 3 / CAN_GC 2	13	195	-	FLOTANTE	FERROVIAL INFRAESTRUCTURAS ENERGETICAS	MITECO	Fin fase potestativa
GRANADILLA S.L.	TF	ZONA II (aguas portuarias)	5	50	3	FLOTANTE / CIMENTADO	CAPITAL ENERGY y BLUEFLOAT ENERGY	PUERTOS DE TENERIFE	-
MENCEY	TF	CAN_TEN-3	10	150	11.3	FLOTANTE	CAPITAL ENERGY	MITECO	Fin fase potestativa
FOWCA	GC	CAN_GC 3 / CAN_GC 2	15	225	130	FLOTANTE	EQUINOR ASA Y NATURGY	MITECO	Fin fase potestativa
EXPERIMENTAL MAR DE CANARIAS	GC	Entre San Bartolomé de Tirajana y Santa Lucía de Tirajana	2	10	-	CIMENTADO	ESDRAS AUTOMATICA, S.L.	MITECO	Publicado BOE
TIMANFAYA	LZ	CAN_LANZ1 / CAN_LANZ2	4	50	6.65	FLOTANTE	CAPITAL ENERGY	MITECO	Fin fase potestativa
DRAGO	GC	Frente al Puerto de Arinaga	-	260	-	FLOTANTE	RWE RENEWABLES IBERIA	MITECO	Inicio
VARUNA	GC	CAN-GC3	20	300	61.42	FLOTANTE	ABEI ENERGY	MITECO	Consultas previas
FLOTANTE DE GRANADILLA	TF	Aguas portuarias Puerto de Granadilla	2	5.5	0.445	FLOTANTE	PRIMAVERA OFFSHORE WIND SL	PUERTOS DE TENERIFE	En ejecución
TARAHAL	GC	A 23 km de Maspalomas, y 8 km de los municipios de Santa Lucía de Tirajana y Agüimes	13	225	40	FLOTANTE	BLUEFLOAT ENERGY y SENER GROUP	MITECO	-

<i>DUNAS</i>	GC		4	50	-	FLOTANTE	GREENALIA	MITECO	-
<i>MOJO</i>	GC	-	4	50	-	FLOTANTE	GREENALIA	MITECO	-
<i>CARDON</i>	GC	-	4	50	-	FLOTANTE	GREENALIA	MITECO	-
<i>GUANCHE</i>	GC	-	4	50	-	FLOTANTE	GREENALIA	MITECO	-
<i>ATLANTIDA</i>	GC	-	-	300	-	FLOTANTE	IBERDROLA	-	-
<i>TALASA</i>	GC	-	-	50	-	FLOTANTE	NATURGY	-	-
<i>PEJEVERDE</i>	GC	-	15	225	-	FLOTANTE	NATURGY	-	-

Última actualización de la tabla: septiembre 2023. Fuente de Datos: BOE-B-2021-52224; BOE-B-2022-40665 y Buscador de proyectos MITECO (<https://sede.miteco.gob.es/portal/site/seMITECO/navServicioContenido>)