



**DOCUMENTO TÉCNICO
SOBRE IMPACTOS Y
MITIGACIÓN DE LA
CONTAMINACIÓN
ACÚSTICA MARINA**



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN
Y MEDIO AMBIENTE

DOCUMENTO TÉCNICO SOBRE IMPACTOS Y MITIGACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN ACÚSTICA MARINA



Madrid, 2012

- Elaborado por *Natacha Aguilar (Universidad de La Laguna)* y *Ana Tejedor (KAI Marine Services)*, con el apoyo del *Grupo de Expertos Nacional del Ruido Submarino* y la contribución del informe "Prospecciones sísmicas marinas: Acuerdo de medidas de mitigación del efecto en los cetáceos de aguas españolas e identificación de áreas sensibles" (*Carla Álvarez, Manuel Castellote y Manel Gazo, SUBMON, noviembre 2011*)
- Coordinación técnica: *Javier Pantoja y Mónica Moraleda (Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente)*
- *Grupo de Expertos Nacional del Ruido Submarino (2010) formado por:*
 Natacha Aguilar, Alejandro Lago, Ana Tejedor, Cristina Álvarez Baquerizo, Carla Álvarez, Michel André, Manuel Arbelo, Yara Bernaldo de Quirós, Manuel Castellote, Alex Aguilar, Ana Cañadas, Manel Gazo, Ángel Guerra, Jacobo Marrero, Vidal Martín, Miguel Martínez, Silvana Neves, Juan Antonio Raga, Joaquín Tintoré, Antonio Fernández, Ricardo Sagarminaga, Renaud de Stephanis, Philippe Verborgh

Cita:

Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2012). *Documento técnico sobre impactos y mitigación de la contaminación acústica marina*. Madrid. 146 pp.



MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE

Edita:

© Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente
 Secretaría General Técnica
 Centro de Publicaciones

Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado:
<http://publicacionesoficiales.boe.es/>

NIPO: 280-12-232-2

En memoria de *Wolfgang Dinter*,
quien dentro del Ministerio de Medio Ambiente del Gobierno alemán fue, hasta su prematura muerte, pionero en promover los trabajos de evaluación de los efectos del ruido submarino sobre la biodiversidad, incluyendo posibles medidas de mitigación, para su análisis dentro del Convenio OSPAR.
Dichos trabajos fueron la base técnica para la elaboración del primer informe nacional de febrero de 2010.

ÍNDICE

Resumen ejecutivo.....	6
I. Avances regulatorios sobre el ruido submarino.....	10
I.1. Marco internacional	12
I.2. Marco comunitario	18
I.3. Legislación nacional	20
II. Introducción al sonido	24
III. Fuentes de contaminación acústica marina: impactos y mitigación.....	32
Generalidades.....	33
Actuaciones para aminorar el impacto de la contaminación acústica en aguas españolas y regionales	35
III.1. Sónares y detonaciones militares	40
III.1.A. Características de las fuentes	41
III.1.B. Impactos sobre la fauna marina	44
III.1.C. Medidas de mitigación	50
III.2. Exploración y explotación de hidrocarburos.....	54
III.2.A. Características de las fuentes	55
III.2.B. Impactos sobre la fauna marina	61
III.2.C. Medidas de mitigación	69
III.3. Construcciones	79
III.3.A. Características de las fuentes	80
III.3.B. Impactos sobre la fauna marina	82
III.3.C. Medidas de mitigación	83
III.4. Tráfico marítimo.....	85
III.4.A. Características de las fuentes	86
III.4.B. Impactos sobre la fauna marina	92
III.4.C. Medidas de mitigación	95
III.5. Dispositivos de evitación acústica (pingers)	99
III.5.A. Características de las fuentes	100
III.5.B. Impactos sobre la fauna marina	101
III.5.C. Medidas de mitigación	102
III.6. Investigación	103
III.6.A. Características de las fuentes	104
III.6.B. Impactos sobre la fauna marina	106
III.6.C. Medidas de mitigación	107
IV. Bibliografía	108
Anexo 1: Listado técnico de términos acústicos.	123
Anexo 2. Significación biológica de los cambios de comportamiento	127
Anexo 3. Niveles de sonido en cuanto a regulación.	133
Anexo 4. Tabla de características de fuentes de ruido.	134
Anexo 5. Tabla de varamientos masivos atípicos de cetáceos.....	136
Anexo 6. Observadores de mamíferos marinos (MMO) y dispositivos de detección acústica pasiva (PAM)	144

RESUMEN EJECUTIVO

El ruido producido por las actividades humanas es un contaminante cuya emisión está regulada a nivel legal en España. La legislación nacional se ha aplicado en el medio terrestre, pero requiere de un desarrollo formal para el control real de la contaminación acústica en el medio marino.

La legislación nacional aplicable actualmente es la Ley 37/2003 del Ruido, así como la Ley 41/2010 de Protección del Medio Marino, la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y la Biodiversidad y la Ley 9/2006 de Evaluación de Impacto Ambiental, por ser el ruido una fuente de impacto potencial sobre la vida silvestre y porque la introducción de energía, incluido el ruido subacuático, es uno de los descriptores para determinar el buen estado ambiental.

Además de la legislación ya existente a nivel nacional, la contaminación acústica marina está contemplada en el marco del Derecho Internacional, tanto a través de instrumentos normativos como a través de resoluciones, procedentes de diferentes instituciones tales como el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (ONU-PNUMA), la Organización Marítima Internacional (OMI), la Convención sobre el Derecho del Mar de las Naciones Unidas (UNCLOS), las instituciones de la Unión Europea así como numerosos convenios de gestión y conservación del medio marino, tales como OSPAR¹, ACCOBAMS², ASCOBANS³, CBI⁴, etc. En estos textos y resoluciones se refleja una preocupación sobre el impacto no regulado de la contaminación acústica, y se invoca el principio de precaución y la puesta en marcha de medidas de mitigación de impacto. España es parte de la gran mayoría de estos convenios internacionales y como tal se le urge a actuar en consecuencia.

El retraso en la aplicación de las regulaciones existentes sobre el control de la contaminación acústica en los océanos, es consecuencia del desconocimiento tradicional acerca del uso del sonido por la fauna marina y de su papel estructurante en el ecosistema acuático, al facilitar ciertas funciones vitales de numerosos taxones animales, desde mamíferos a peces e invertebrados. Muchas de las especies para las que las señales sonoras parecen ser imprescindibles están catalogadas para su protección, siendo otras de interés comercial. Los conocimientos actuales sobre los efectos del ruido sobre la fauna, incluyendo al ser humano, son incompletos, no concluyentes y en ocasiones contradictorios. Se han observado un gran rango de impactos del sonido sobre la vida marina, desde efectos insignificantes a trastornos del comportamiento e incluso, en algunos casos, varamientos y muertes de mamíferos marinos y otras especies. Estos impactos pueden afectar a especies en muy distintas posiciones dentro de las redes tróficas del ecosistema: mamíferos, peces (adultos y larvas), invertebrados y tortugas marinas. Los escasos estudios realizados sobre el efecto del ruido en la pesca han observado efectos de prospecciones sísmicas sobre pesquerías comerciales de bacalao (*Gadus morhua*) y eglefino (*Melanogrammus aeglefinus*).

¹ Convenio OSPAR para la protección del Medio Ambiente Marino del Atlántico del Nordeste

² Acuerdo ACCOBAMS sobre la conservación de los cetáceos del mar Negro, el mar Mediterráneo y el Área Atlántica Vecina

³ Acuerdo ASCOBANS para la conservación de los pequeños cetáceos del mar Báltico, el Nordeste Atlántico, el mar de Irlanda y el mar del Norte

⁴ CBI: Comisión Ballenera Internacional

A pesar de la incertidumbre científica existente en algunos casos, es evidente que el ruido antrópico marino es una forma de contaminación cuando se daña, o es probable que dañe, a la vida marina y por tanto es necesario controlar su emisión, como la de cualquier otro contaminante. Un beneficio de este control es que el ruido no sufre bioacumulación, la contaminación acústica desaparece en cuanto se detiene la fuente de ruido, por lo que las medidas de mitigación, en cuanto a mejoras tecnológicas y reducción de las emisiones, serán de efecto positivo inmediato.

Existen ya numerosas medidas de mitigación de impacto, que se aplican en diverso grado en distintos países. En muchos países las medidas se aplican en forma de guías de conducta, mientras que en otros están reguladas legislativamente. Es práctica común que las actividades generadoras de ruido de alta intensidad deban someterse a procedimientos de evaluación de impacto antes de obtener licencia de actuación. Algunas de las medidas de mitigación existentes requieren aún de una evaluación técnica específica, para probar y optimizar su efectividad. Otras son medidas sencillas y de clara aplicación lógica. En general, existe el suficiente conocimiento científico como para establecer que la contaminación acústica puede llegar a tener un impacto significativo sobre la vida silvestre marina, y que es necesario aplicar de forma inmediata las medidas de mitigación ya existentes, en paralelo a la ampliación de conocimientos que nos permitan mejorarlas.

En el presente documento se esquematizan estas medidas de mitigación de impacto, clasificadas para las distintas actividades productoras de contaminación acústica. Se incluye un apartado de introducción básica al sonido submarino, sus formas de transmisión y de medida, así como una revisión de los documentos legales de aplicación para regular la mitigación del ruido antrópico submarino. Del documento se desprenden las siguientes

PRIORIDADES DE ACTUACIÓN

LEGISLATIVAS

- Elaboración y aprobación de las directrices comunes nacionales para la mitigación de los efectos del ruido submarino sobre el medio marino en aplicación del artículo 4.2 de la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de Protección del Medio Marino. Estas directrices deberán contener los protocolos técnicos básicos, de obligado cumplimiento, para la aplicación de las medidas de aminoramiento del impacto acústico.
- Inclusión de las actividades más intensas de contaminación acústica marina en la legislación de Evaluación de Impacto Ambiental (detonaciones, prospecciones sísmicas, sónares navales, instalación de pilotes)
- Desarrollo de la Ley del Ruido para contemplar las emisiones acústicas submarinas.
- Requerimiento de autorización administrativa para la instalación en barcos de ecosondas que emitan a frecuencias <200 kHz, así como para la posesión de dispositivos de evitación acústica (tipo *pinger*) utilizados en las interacciones entre mamíferos marinos y actividades pesqueras o de maricultura.
- Control de los niveles de ruido antrópico en zonas protegidas, a través de sus correspondientes planes de gestión, lo que conlleva la regulación de su emisión en una banda de amortiguamiento contigua, cuya extensión vendrá determinada por la afección espacial de cada tipo de fuente.

- Prohibición de repetición de muestreos geofísicos desarrollados por distintas compañías, con el mismo fin, en una zona determinada, así como la coincidencia espacio-temporal de varios muestreos dentro de áreas circunscritas por el radio en el que los niveles acústicos alcancen los 140 dBo-p re 1 μPa
- Creación de una base de datos de información acústica sobre el fondo marino de la ZEE, listando los propietarios de los mismos, para fomentar el intercambio de datos y evitar la duplicación de los muestreos acústicos (para investigación o industriales). Se desarrollarán los mecanismos económicos necesarios para facilitar el trasvase de información, de forma que se equilibren los intereses comerciales con la necesidad de evitar duplicaciones de impactos acústicos en el medio marino.
- Creación de la base de datos ROAR (registro y observación de actividades de ruido), centralizada en el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, a la que sea obligatorio informar, previamente, de la ocurrencia espacial y temporal de las actividades humanas que generen contaminación acústica de alta intensidad (prospecciones sísmicas industriales o de investigación; sónares de alta intensidad civiles o militares; detonaciones submarinas; instalación de pilotes y otras actividades de construcción). Esto permitirá la investigación estadística de los posibles efectos de las actividades sobre la fauna. La obligatoriedad de informar a ROAR puede legislarse vía la Ley del Ruido, La Ley de Protección del Medio Marino o la Ley de Evaluación de Impacto Ambiental.

INVESTIGACIÓN Y RECOPIACIÓN DE DATOS

- Estudios del impacto del ruido antrópico sobre la vida marina (efectos sobre la pesca, sensibilidad acústica de las especies, daños fisiológicos, efectos de comportamiento, respuestas a nivel individual y poblacional).
- Establecimiento de protocolos técnicos de medición e informe del sonido submarino, de modo que los registros en distintos puntos sean calibrados y comparables entre sí.
- Cartografiado de los niveles basales del ruido submarino dentro de la Zona Económica Exclusiva española (ZEE), y de su evolución, en relación con las actividades humanas.
- Descripción cuantitativa de las fuentes de ruido antrópico submarino en aguas nacionales y regionales, así como de la extensión espacial y temporal de las actividades que las utilizan. Las actividades prioritarias para su cuantificación son las siguientes:
 - Prospecciones sísmicas (de investigación o industriales)
 - Maniobras navales
 - Construcciones, incluyendo explosiones e instalación de pilotes
 - Sistemas de evitación acústica utilizados en la pesca y maricultura
 - Ecosondas de alta intensidad y de baja frecuencia
 - Líneas de tráfico marítimo
- Las dos medidas anteriores pueden incorporarse a la base de datos ROAR, de modo que esta se convierta también en un instrumento de trasvase de información a los convenios internacionales, de los que España es parte, que están solicitando información sobre la contaminación acústica en aguas nacionales de sus miembros.

EDUCACIÓN E INCENTIVACIÓN

- Fomento fiscal de la aplicación de tecnologías de reducción de ruido en los buques en navegación, o en construcción, por parte de las empresas navieras españolas.
- Fomento al uso de ecosondas que emitan a frecuencias superiores a 200 kHz para uso en aguas someras.
- Desarrollo de una campaña informativa sobre los impactos del ruido y de la necesidad de reducir el uso de dispositivos acústicos, tales como ecosondas de navegación e investigación. Esta campaña estará dedicada al público en general, empresarios, investigadores y pescadores, así como a usuarios de barcos de recreo (podría plantearse una campaña de alto nivel divulgativo, similar a la realizada por la UNESCO respecto al control de la contaminación lumínica en el cielo)

-I-

**AVANCES REGULATORIOS
SOBRE EL RUIDO SUBMARINO**

Tal y como se ha recogido en diferentes partes de este documento, los trabajos científicos sobre el impacto del ruido en la biodiversidad marina son relativamente recientes, por lo que no sorprende que la legislación a todos los niveles (internacional, europeo, nacional) no recoja todavía de forma específica este problema y sólo algunos instrumentos internacionales estén comenzando ahora a plantearse la adopción de medidas legislativas específicas. No obstante, que esta materia no cuente con instrumentos específicos regulatorios no quiere decir que otra serie de instrumentos de carácter horizontal (estrategias marinas, evaluación ambiental estratégica y evaluación de impacto ambiental) o sectorial (legislación de ruido, legislación de protección de espacios y especies) no ofrezcan, o puedan ofrecer, importantes medidas de protección, en algunos casos mediante una mejor aplicación y observación de las mismas y en otros casos mediante su desarrollo.

La Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino, instrumento de transposición al ordenamiento jurídico español de la Directiva marco sobre la Estrategia Marina (Directiva 2008/56/CE) establece las estrategias marinas como el instrumento básico de planificación para todas las aguas marinas, incluidos el lecho, el subsuelo y los recursos naturales, sometidas a soberanía o jurisdicción española. Como herramienta de planificación efectiva de todo el medio marino, las mismas deben integrar las consideraciones del ruido a la hora de realizar dicha planificación, por lo que la regulación del ruido y sus impactos, niveles máximos y medidas correctoras, deben ser un elemento integral de dichas estrategias. Por otra parte, la normativa de evaluación de impacto ambiental, tanto estratégica (EAE: evaluación ambiental estratégica) como de proyectos y actividades (EIA: evaluación de impacto ambiental), es sin ninguna duda una herramienta consolidada, tanto en el ordenamiento europeo como en el español, y eficaz para prevenir los impactos que los planes, programas, proyectos y actividades puedan tener sobre el medio, antes de que dichas actividades se lleven a cabo.

En cuanto a la regulación específica o sectorial, España cuenta con una ambiciosa normativa sobre ruido (Ley 37/2003 del Ruido). Dicha normativa supera el ámbito de aplicación de la normativa comunitaria en la materia (Directiva 2002/49 sobre evaluación y gestión del ruido ambiental, la cual se reduce al ruido ambiental al que estén expuestos los seres humanos) al cubrir en su ámbito de aplicación los impactos no sólo sobre la salud humana, sino también sobre el medio ambiente. A pesar de que la orientación de la norma española sigue en gran medida las de la Directiva comunitaria y que por el momento no está aplicada al medio acuático, nada parece impedir que la misma se pueda utilizar como base jurídica para desarrollar un reglamento específico sobre el ruido submarino.

Otro tipo de normativa importante en este campo es la normativa de protección de espacios y especies, que establece importantes medidas específicas de protección (Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad y Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas). La normativa europea por la que se establece la Red Natura 2000 (Directiva 92/43/CEE relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres) establece la obligación de los Estados miembros de adoptar las medidas apropiadas de gestión para evitar, en las zonas de la Red Natura 2000, el deterioro de los hábitats naturales y de los hábitats de especies, "así como las alteraciones que repercutan en las especies que hayan motivado la designación de las zonas" (artículo 6.2). Además, establece la obligación de someter a una evaluación ambiental específica, con respecto a las afecciones concretas que puedan tener sobre los objetivos de conservación de los lugares de la Red Natura, los programas, planes o proyectos que puedan afectar lugares

de la red, estableciendo, de forma general, la prohibición de realizar proyectos que puedan tener un impacto negativo sobre dichos lugares.

A continuación se realizará un rápido repaso tanto a la normativa jurídica internacional que sirve de base para el desarrollo de medidas contra el ruido submarino y en particular aquellos convenios que están trabajando ya en el desarrollo y adopción de medidas específicas de protección, para, con posterioridad, centrarse en el análisis de los más relevantes mecanismos de protección jurídica a nivel nacional.

I.1 MARCO INTERNACIONAL

Convención de las Naciones Unidas sobre Derecho del Mar (UNCLOS)

La Convención sobre el Derecho del Mar, de la que España forma parte desde su ratificación en 1997, prevé la adopción de medidas contra la contaminación del medio marino. En su definición de "contaminación del medio marino" (artículo 1.1 (4)) está subsumido el ruido submarino dentro de la "introducción por el hombre, directa o indirectamente, de sustancias o de energía que puedan producir efectos nocivos en el medio marino". El capítulo XII de este Convenio se ocupa en su totalidad de la protección y conservación del medio marino. En el mismo conviene destacar diferentes obligaciones de los Estados en la lucha contra todo tipo de contaminación en el medio marino (artículo 194), en particular que dichas acciones deben incluir medidas especiales para la protección y conservación de ecosistemas frágiles o raros, así como los hábitats de aquellas especies amenazadas. El artículo 236 concede cierta inmunidad con respecto a las anteriores medidas a las actividades militares de los Estados, exclusión parcial, puesto que el compromiso expresado en dicho artículo es que las cumplirán en la medida de lo posible.

En el desarrollo de las provisiones de esta Convención, la Asamblea General de Naciones Unidas ha reflejado en los últimos años el ruido antropogénico como una de las amenazas emergentes a la biodiversidad marina, intenta promover mayores estudios y consideración a este tema [véase a modo de ejemplos el punto 107 de la Resolución 61/222 (2006), el punto 120 de la Resolución A/62/215 (2007), el punto 141 de la Resolución A/63/L.42 (2008) y los puntos 107 a 113 de la Resolución A/66/70 (2011)] y lleva a cabo actividades de compilación de información y estudios en la materia, aunque sin haber adoptado ninguna medida específica hasta la fecha.

Además del desarrollo y seguimiento genérico que le da la Asamblea General de Naciones Unidas a este Convenio, la verdadera implementación del mismo se lleva a cabo a través de los llamados Convenios de mares regionales. A continuación se realiza un rápido repaso de los convenios de mares regionales, de los que España forma parte, y en particular de la base jurídica que los mismos ofrecen frente al impacto del ruido sobre el medio marino, así como los trabajos que los mismos están realizando en esta materia.

Convenio OSPAR para la protección del Medio Ambiente Marino del Atlántico del Nordeste

En el marco del Convenio OSPAR encontramos, por una parte, los artículos 1(d) y 2 (1), los cuales contienen la obligación por parte de los Estados parte de reducir y mitigar los impactos de la contaminación en el medio ambiente marino. En el Anexo V del Convenio OSPAR sobre la protección y conservación de los ecosistemas y la diversidad biológica, las Partes se comprometen a adoptar las medidas necesarias para proteger, preservar y gestionar las especies amenazadas y, en particular, a identificar, con vistas a su regulación, las actividades que causan, o es probable que causen, un impacto significativo sobre la conservación de la biodiversidad. En relación a este último punto, conviene destacar también la obligación de las partes de implementar el principio de precaución y la obligación de utilizar las mejores tecnologías disponibles para reducir y mitigar dichos impactos.

En este contexto, la Comisión OSPAR ha venido trabajando los temas referentes a ruido submarino. Así, en 2009 aprobó un documento base de evaluación de los impactos del ruido submarino en el medio marino (OSPAR 2009a&b) e introdujo un apartado sobre la contaminación marina en el Programa Conjunto de Evaluación y Seguimiento (*Joint Assessment and Monitoring Programme, JAMP*) de OSPAR. Este Programa (JAMP) indica, en su apartado de acciones a realizar, que "deben incrementarse los esfuerzos para desarrollar y aplicar medidas de mitigación para reducir los impactos del ruido submarino sobre la vida marina" (OSPAR 2009a). En consecuencia, en el Informe sobre la Calidad del Medio Marino (QSR) 2010, se invitó a las partes a desarrollar las directrices sobre las mejores prácticas ambientales y mejores técnicas disponibles para mitigar las emisiones de ruido y los impactos ambientales del ruido submarino (OSPAR 2010). En la actualidad se cuenta ya con un primer borrador que está siendo discutido por las partes del Convenio. Entre los elementos que están incluidos en dichas directrices están los relativos a:

1. Las medidas más efectivas son restricciones geográficas y estacionales para evitar la exposición sonora de especies y hábitats sensibles.
2. Las actividades productoras de sonido pueden diseñarse para evitar áreas y/o épocas donde/cuando mamíferos marinos sensibles, y otras especies, desarrollen normalmente actividades susceptibles tales como reproducción, alimentación o migración".

Convenio de Barcelona para la protección del medio marino y de la región costera del Mediterráneo

De manera similar al Convenio OSPAR, el Convenio de Barcelona cuenta con diferentes provisiones en las que, conforme a la Convención de Derecho del Mar, las Partes Contratantes se comprometen a reducir y mitigar los impactos de la contaminación en el medio marino [artículos 4 (1) y 2(a)]. El artículo 4 (3) del Convenio establece que todas las actividades que puedan afectar al medio ambiente marino, y que están sujetas a autorización por las autoridades nacionales competentes, requieren una evaluación de impacto ambiental.

Este Convenio cuenta con diferentes protocolos, uno de los cuales es el Protocolo para la Protección del Mediterráneo frente a la contaminación derivada de la exploración y explotación de la plataforma continental y el suelo y subsuelo marino. En el artículo 3 de este Protocolo se establece que todas las Partes deben usar las mejores tecnologías disponibles y las mejores prácticas para prevenir y eliminar la contaminación (incluyendo

el ruido) de las actividades marinas. A su vez el artículo 3 del Protocolo sobre las Zonas Especialmente Protegidas y la Diversidad Biológica del Mediterráneo, establece que cada parte tiene la obligación de tomar las medidas necesarias para proteger, preservar y gestionar las especies amenazadas y en peligro, y en particular, deben identificar, con vistas a regular, las actividades que tienen o pueden llegar a tener un impacto significativo sobre la conservación de la biodiversidad.

Por otra parte, el Convenio de Barcelona aprobó en la Conferencia de las Partes (CoP) de 2008 la Decisión IG 17/6 para aplicar el enfoque ecosistémico en la gestión de las actividades humanas que puedan afectar a la región mediterránea y en la que se elaboraba una hoja de ruta de la que se han cumplimentado ya los tres primeros pasos. El cuarto paso, adoptado mediante una Decisión aprobada en la COP de este año, define 11 objetivos ecológicos, análogos a los 11 descriptores definidos en la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina para la determinación del buen estado ambiental, para los cuales se establecen unos objetivos operacionales y unos indicadores que permitirán verificar el cumplimiento de los primeros. Uno de los once objetivos ecológicos hace referencia a la introducción de energía en el medio marino, con especial atención al ruido submarino. Se espera que en los próximos años el proceso iniciado en 2008 continúe su trabajo, lo que permitirá establecer unas medidas concretas a nivel regional para el cumplimiento de los objetivos recientemente establecidos.

Convenio de Bonn sobre Especies Migratorias de Animales Silvestres (CMS)

El enfoque de este Convenio se fija en poblaciones de especies migratorias y en el ámbito de distribución geográfica de las mismas, para lo cual desarrolla acuerdos específicos, de los que luego se analizarán un par de ejemplos con gran importancia por su trabajo en materia de ruido submarino. En el marco de esta convención es conveniente destacar la Resolución 10.24 (noviembre 2011). En esta resolución sobre "*Siguientes pasos para reducir la contaminación acústica submarina para la protección de cetáceos u otras especies migratorias*", las Partes Contratantes confirman la necesidad de limitar las emisiones nocivas de ruido submarino a través de medidas de gestión nacionales, regionales e internacionales (incluyendo regulaciones cuando sea necesario), al tiempo que se comprometen, entre otros, a:

- asegurar que las Evaluaciones de Impacto Ambiental, tienen en cuenta todos los efectos que las actividades puedan tener sobre los cetáceos y la biota marina y sus rutas migratorias, considerando un enfoque ecológico holístico desde la fase de planificación estratégica.
- aplicar las Mejores Técnicas Disponibles (BAT) y las Mejores Prácticas Ambientales (BEP), incluyendo tecnologías limpias cuando sea apropiado, en sus esfuerzos para prevenir y eliminar la contaminación acústica/ ruido submarino.
- integrar la cuestión del ruido submarino en los planes de gestión de las Áreas Marinas Protegidas.

Por otra parte, mediante la reciente Resolución 9.19 sobre Impactos Antropogénicos adversos por ruido en el medio marino y oceánico sobre los cetáceos y sobre otras biotas de 2008, las Partes Contratantes se comprometen a:

- controlar el impacto de la contaminación sonora antropogénica en el hábitat de especies vulnerables y en zonas donde los mamíferos marinos u otras especies en peligro pueden estar concentradas;

- adoptar medidas de reducción del uso de sónares navales de alta intensidad hasta que una evaluación transparente de su impacto ambiental sobre los mamíferos marinos, los peces u otras formas de vida marina haya sido completada y en la medida de lo posible, intentar prevenir los impactos de su uso, especialmente en áreas reconocidas o con probabilidad de ser hábitats importantes de especies particularmente sensibles a sónares activos;
- seguir desarrollando trabajos y estudios relativos al ruido submarino y aportar información relevante sobre el ruido submarino;
- examinar la posibilidad de introducir "zonas protegidas de los ruidos", donde la emisión de ruidos submarinos pueda ser controlada y minimizada para la protección de los cetáceos y otras biotas.

Acuerdo para la Conservación de los Cetáceos del mar Negro, el mar Mediterráneo y el Área Atlántica Vecina (ACCOBAMS)

Varias Resoluciones han sido aprobadas bajo el marco de ACCOBAMS, un acuerdo emanado del Convenio sobre Especies Migratorias, en esta materia. La más reciente es la Resolución 4.17 Directrices para tratar el impacto del Ruido Antropogénico sobre los Mamíferos Marinos en el área de ACCOBAMS, en el año 2007. En esta Resolución, se establecen unas Directrices para gestionar los impactos del ruido submarino sobre los cetáceos en el Área ACCOBAMS, como referencia para el correcto desarrollo de actividades que producen ruido submarino. Mediante la Resolución, se pide a las Partes:

- asumir el ruido submarino en el medio marino, incluyendo los efectos acumulativos, a la luz de la mejor información científica disponible y teniendo en consideración la legislación aplicable, en particular lo referente a la necesidad de llevar a cabo Evaluación de Impacto Ambiental antes de autorizar las actividades productoras de ruido submarino.
- integrar las cuestiones asociadas al ruido submarino en los planes de gestión de las Áreas Marinas Protegidas.
- evitar o minimizar la producción de ruido en Áreas Marinas Protegidas y en Áreas que contengan hábitats críticos de cetáceos que puedan ser afectados por ruido antropogénico.

Conjuntamente, la Reunión de las Partes enfatiza la necesidad de aplicar el enfoque de precaución e insta a la Secretaría a desarrollar un listado de las actividades de la región que han sido aprobadas e incluyen una componente de ruido; este listado debe hacerse sobre la base de los informes enviados por las Partes.

Por otra parte, la Reunión de las Partes insta al grupo de trabajo establecido bajo la Resolución 3.10 a que, en cooperación con la Secretaría, el Comité Científico y las Partes, desarrollen las directrices presentadas con el objetivo de probar su aplicación en áreas específicas e informar acerca de los progresos alcanzados en la implementación de la Resolución 4.17.

Además, de esta reciente Resolución, destacamos también la Resolución 3.10, *Directrices para tratar el impacto del Ruido Antropogénico sobre los Mamíferos Marinos en el área de ACCOBAMS*, aprobada en el año 2007. En esta Resolución las Partes del Acuerdo se comprometen a actuar con una serie de principios comunes, así como a desarrollar y aplicar cuando sea posible procedimientos de Evaluación de Impacto Ambiental y medidas correctoras específicas. La Resolución también establecía un grupo

de correspondencia específico con el doble mandato de desarrollar una lista de acciones correctoras concretas para gestionar el impacto del Ruido antropogénico sobre los cetáceos del área ACCOBAMS. Otras resoluciones de este Acuerdo con relevancia en la materia son:

- Resolución 2.16 "Evaluación de Impacto del Ruido Antropogénico" ("Impact Assessment of Man-Made Noise"), 2004.
- Resolución 2.12 "Directrices para el uso de Instrumentos de Disuasión Acústica" ("Guidelines for the Use of Acoustic Deterrent Devices"), 2004.
- Resolución 1.11 "Directrices para las Actividades de Observación de Cetáceos en el área ACCOBAMS" ("Guidelines for Commercial Cetacean-Watching Activities in the ACCOBAMS Area"), 2002.

Acuerdo para la conservación de los pequeños cetáceos del mar Báltico, el nordeste Atlántico, el mar de Irlanda y el mar del Norte (ASCOBANS)

Este Acuerdo en su Quinta Reunión de las Partes (MOP-5, 2006) adoptó una resolución sobre el efecto adverso del sonido, los barcos y otras formas de impacto sobre pequeños cetáceos. En dicha resolución las Partes se comprometen a desarrollar, junto con las autoridades relevantes, incluidas las militares, medidas correctoras, incluida la evaluación de impacto ambiental, para reducir el impacto y el posible daño físico a los pequeños cetáceos. Igualmente esta resolución hace referencia a otros dispositivos acústicos de barcos de pesca, a las actividades industriales extractivas o a cualquier otro tipo de impacto o alteración. Se introduce además la necesidad de evaluar la efectividad de cualquier tipo de directrices o medidas de mitigación introducidas.

Destaca también la Resolución adoptada por la Sexta reunión de las Partes (MOP-6) en 2009, relativa a "Efectos adversos del ruido submarino sobre los mamíferos marinos durante las actividades de construcción marinas para la producción de energías renovables" (Resolución 6.2).

Organización Marítima Internacional (OMI)

La OMI estableció dentro de la agenda de su Comité de Protección del Medio Ambiente Marino, como tema prioritario, el identificar y desarrollar medidas para minimizar la introducción de ruido accidental de tráfico comercial en el mar. Así, la Resolución A.982 (24) (2005) reconoce al ruido como uno de los vertidos, emitidos por los buques, que puede causar daños al medio ambiente marino y a los recursos vivos del mar. Esta Resolución clarifica que, entre las medidas de protección disponibles para su aplicación, están la designación de restricciones de descarga específicas, la identificación de áreas a evitar, la adopción de rutas de navegación de acuerdo a estas áreas, etc. Fruto de esta Resolución es, además, el establecimiento de un Grupo de Trabajo por correspondencia (2008 - 2011, si bien está todavía en funcionamiento). Este Grupo de trabajo se estableció para determinar y tratar las maneras de reducir al mínimo la introducción accidental de ruido por las operaciones de los buques comerciales en el medio marino y limitar así los posibles efectos adversos en la fauna marina). En Julio de 2009 el citado grupo presentó en el MEPC 59/19 su primer informe sobre el tema titulado "Ruido producido por el tráfico marítimo comercial e impactos adversos sobre la vida marina" ("*Noise from commercial shipping and its adverse impact on marine life*"). En este documento, se analizaban cuáles son las fuentes más importantes de ruido submarino de baja frecuencia (inferior a 1 kHz) emitido por los buques comerciales, realizando diversas

observaciones técnicas y clarificando finalmente que las hélices son la principal fuente de ruido submarino generado por los buques.

A través de los trabajos del Grupo, el Comité de Protección de Medio Marino de la Organización Marítima Internacional ha indicado que las medidas coordinadas y la investigación aplicada en las rutas de navegación podría traducirse en importantes avances para determinar qué tipos de buque y qué buques son más ruidosos, ya que reducir el nivel de ruido que emite un número relativamente pequeño de los buques más ruidosos es un posible modo de reducir de manera eficaz el aporte total de ruido del transporte marítimo al conjunto de ruidos en los océanos. Esta demanda de datos fiables sobre los ruidos submarinos puso de manifiesto la necesidad de elaborar la definición de un método adecuado de medición del ruido submarino procedente de los buques (esto es, los resultados de la labor del ISO/TC8/SC2 y/o la nueva norma ANSI/ASA S.12.64-2009/part1) para asegurarse de que pueden obtenerse resultados cuantitativos reproducibles (Tejedor *et al.*, 2012).

El documento MEPC 62/19, facilita información sobre la elaboración de la *Norma ISO 16554: Protecting marine ecosystem from underwater irradiated noise – Measurement and reporting of underwater sound radiating from merchant ships*. En él se indica que la norma internacional se encuentra en la etapa de "proyecto de comité" (CD) y se solicitará la aprobación de que se registre como "proyecto de norma internacional" (DIS por sus siglas en inglés), con miras a su publicación como norma ISO en el segundo semestre de 2012. Cabe destacar que las normas ISO son aplicadas con carácter voluntario por el sector, según procede, y se elaboran en función de las necesidades del sector (Tejedor *et al.*, 2012).

Comisión Ballenera Internacional (CBI)

Bajo el paraguas de esta Convención destacan, de forma particular, la Resolución 1998-6 de la Comisión Ballenera Internacional, en la que se identifican los impactos del ruido antropogénico como un tema prioritario de investigación, y las Conclusiones del 56º Comité Científico, donde se especifica que determinadas fuentes de ruido antropogénico, como los sónares militares, la exploración sísmica, o la navegación, suponen una amenaza significativa y creciente para los cetáceos, con consecuencias crónicas y severas, ofreciendo a los gobiernos una serie de recomendaciones para regular el ruido antropogénico.

I.2 MARCO COMUNITARIO

Directiva marco sobre la Estrategia Marina (Directiva 2008/56/CE por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino)

Mediante esta Directiva los Estados miembro quedan obligados a establecer las medidas necesarias para lograr o mantener un buen estado ambiental del medio marino a más tardar en el año 2020 (artículo 1). La definición del buen estado medioambiental significa que la utilización del medio marino se encuentra en un nivel sostenible y entre otras se destaca que dicho nivel sostenible exige que los vertidos antropogénicos de sustancias y de energía, incluidos los ruidos, en el medio marino no generen efectos de contaminación (artículo 3).

La Directiva prevé la consecución de estos objetivos a través de la elaboración de Estrategias marinas con la definición de las autoridades competentes, los objetivos medioambientales concretos y los programas de medidas específicas. La cuestión del impacto del ruido en el medio marino tendrá que ser objeto de las medidas oportunas, especialmente de cara a los programas de medidas.

La CE, dentro de la Decisión 2010/477/UE de 1 de septiembre de 2010, sobre los criterios y normas metodológicas aplicables al buen estado medioambiental de las aguas marinas, definió para este descriptor dos indicadores que permitieran evaluar el estado actual. Dichos indicadores son los siguientes:

1. **Distribución temporal y espacial de los ruidos impulsivos de alta, baja y media frecuencia:** proporción de días y su distribución a lo largo de un año natural en zonas de una determinada superficie, así como su distribución espacial, en los que las fuentes sonoras antropogénicas superen niveles que puedan producir en los animales marinos un significativo impacto, medidos en la banda de frecuencias de 10 Hz a 10 kHz como nivel de exposición sonora (en dB re 1 μ Pa 2 .s) o como nivel de presión acústica de pico (en dB re 1 μ Pa peak) a un metro.
2. **Ruido continuo de baja frecuencia:** evolución del nivel de ruido ambiental en las bandas de 1/3 de octava 63 y 125 Hz (frecuencia central) (re 1 μ Pa RMS; nivel de ruido medio en estas bandas de octavas a lo largo de un año), medido por estaciones de observación o, si procediere, haciendo uso de algún modelo.

Por otro lado, dado que es uno de los descriptores menos estudiados, la CE estableció un Subgrupo de expertos con el objetivo de revisar la información disponible y ayudar a los Estados Miembros con la aplicación técnica de los Indicadores definidos para el Descriptor. El informe final del Grupo ha sido publicado en febrero de 2012 (Van der Graaf *et al.*, 2012). El informe clarifica el propósito, uso y limitaciones de los indicadores y describe la metodología que será concreta, efectiva y practicable en un primer esfuerzo por clarificar el desarrollo técnico de los indicadores y por tanto avanzar con la aplicación práctica de los mismos.

Además, el Grupo Técnico de Trabajo ha identificado los temas de trabajo potencialmente prioritarios para favorecer la aplicación del Descriptor 11 durante el periodo 2012/2013. En este sentido, la primera prioridad del Grupo será el desarrollo de unas Guías prácticas para los Estados Miembros para la monitorización y registro de ruido con el objetivo de poder evaluar los niveles de presión actuales (Van der Graaf *et al.*, 2012).

Directiva relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (Directiva 92/43/CEE de Hábitats)

En el campo de biodiversidad el instrumento más ambicioso de la Unión Europea sin ninguna duda es la creación de la Red Natura 2000, a través de la Directiva 92/43/CEE. Esta Directiva exige a los Estados miembros, dentro de su territorio o dentro de las aguas marítimas bajo su soberanía o jurisdicción nacional, la creación de Zonas Especiales de Conservación para aquellos hábitats y especies recogidos en los anexos de la Directiva, (entre los que se incluyen tanto hábitats como especies marinas) para asegurar la conservación de los mismos y evitar su deterioro. Para asegurar esto último las Zonas Especiales de Conservación deben de contar con adecuados planes o instrumentos de gestión con las medidas adecuadas. En el caso de las Zonas Especiales de Conservación establecidas en el medio marino, las anteriores medidas deberán establecer las correspondientes limitaciones con respecto al ruido si existen razones que así lo justifiquen.

Además de esta importante obligación general de no deterioro (artículo 6.1) la Directiva prevé un mecanismo reforzado de protección al establecer que cualquier plan, programa o proyecto que pudiera afectar de forma apreciable a dichas Zonas Especiales de Conservación deberá someterse a una adecuada evaluación ambiental de sus repercusiones en el lugar. Si a pesar de las conclusiones negativas de la evaluación y a falta de soluciones alternativas debiera realizarse un plan o proyecto por razones imperiosas de interés público de primer orden, incluidas razones de índole social o económica" debidamente justificadas, el estado miembro tomará cuantas medidas compensatorias sean necesarias para garantizar que la coherencia global de NATURA 2000 queda protegida. En caso de que el lugar considerado albergue un tipo de hábitat natural y/o una especie prioritarios, únicamente se podrán alegar consideraciones relacionadas con la salud humana y la seguridad pública, o relativas a consecuencias positivas de primordial importancia para el medio ambiente, o bien, previa consulta a la Comisión, otras razones imperiosas de interés público de primer orden (artículos 6.2- 6.4). Es conveniente destacar que la Directiva ofrece esta protección desde la nominación de un cierto espacio en las listas de LIC (Lugar de Importancia Comunitario) sin tener que esperar a su designación como Zona Especial de Conservación.

I.3. LEGISLACIÓN NACIONAL

Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de Protección del Medio Marino (transposición de la Directiva marco sobre la Estrategia Marina)

Esta ley introduce la exigencia de desarrollar estrategias marinas como elementos holísticos y horizontales de planificación, instrumentos en los que la problemática del ruido submarino debe quedar recogida en toda su extensión.

Concretamente, el artículo 4.2 faculta al Gobierno para aprobar directrices comunes a todas las estrategias marinas con el fin de garantizar la coherencia de sus objetivos, en aspectos tales como:

- a) La Red de Áreas Marinas Protegidas de España.
- b) Los vertidos en el mar.
- c) Los aprovechamientos energéticos situados en el medio marino.
- d) La investigación marina y el acceso a los datos marinos.
- e) La evaluación y el seguimiento de la calidad ambiental del medio marino.
- f) La ordenación de las actividades que se llevan a cabo o pueden afectar al medio marino.
- g) La mitigación de los efectos y la adaptación al cambio climático.

Por otro lado, actualmente se está trabajando en la evaluación inicial, definición del buen estado ambiental y establecimiento de objetivos ambientales en base a dicho descriptor. Para ello se está trabajando en la evaluación del impacto potencial de las actividades humanas generadoras de ruido submarino, considerando los efectos acumulativos de presiones como el tráfico marítimo, la presencia de grandes puertos, la pesca y las campañas de prospección sísmica.

Normativa de Evaluación ambiental: Evaluación ambiental estratégica (Ley 9/2006, de 28 de abril, sobre evaluación de los efectos de determinados planes y programas en el medio ambiente) y Evaluación de Impacto Ambiental (Real Decreto legislativo 1/2008, de 11 de enero por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Evaluación de Impacto Ambiental de proyectos)

La Evaluación ambiental, tanto estratégica como de impacto ambiental de proyectos, es una de las herramientas más consolidadas de protección del medio ambiente, al someter a ciertos planes, programas, proyectos o actividades a un procedimiento administrativo en el cual se evalúa el impacto ambiental de los mismos antes de que estos se lleven a cabo, con la idea de eliminar, corregir o minimizar los impactos negativos que los mismos puedan tener sobre el medio. Este procedimiento se aplica a las actividades recogidas en los anexos de las respectivas normativas, los cuales en muchos casos recogen ya actividades con potencial de producir ruido en el medio marino (explotación de depósitos marinos, dragados marinos, extracciones petrolíferas, etc.), por lo que sus impactos ya deberían ser tenidos en cuenta en dichos procedimientos. Nada impide que nuevas actividades o proyectos sean introducidos en los anexos mediante la modificación de los mismos. Para realizar la evaluación ambiental de las actividades emisoras de ruido en el mar hay que considerar parámetros técnicos y biológicos que se detallan, entre otros, en André *et al.* (2009).

Normativa sobre Ruido (Ley 37/2003, de 17 de noviembre, del Ruido)

Esta normativa muestra una importante ambición del ordenamiento español al superar con creces el ámbito de aplicación y el objeto de la normativa europea sobre Ruido ambiental (Directiva 2002/49/CE), el cual se reduce al impacto del ruido ambiental sobre los seres humanos. No obstante, hay que tener en cuenta que la legislación española excluye igualmente de su ámbito las actividades militares. En su articulado destaca el **art. 7.1**. Este artículo establece que los límites de inmisión (nivel de ruido incidente en el espacio y que procede de una fuente de ruido) se regulan por el **Real Decreto 1367/2007** en los Espacios Naturales que requieran una especial protección contra la contaminación acústica. Así, el **art. 14.3** de dicho Real Decreto establece que los objetivos de calidad acústica para ruido, aplicables a estos espacios naturales, se establecerán para cada caso en particular, atendiendo a aquellas necesidades específicas de los mismos que justifiquen su calificación. En este sentido, la legislación española no ha definido todavía límites (aplicables a nuevos proyectos) ni objetivos (aplicables a fuentes de ruido existentes) para espacios naturales terrestres, ni mucho menos para el medio marino, exigiéndose en la práctica (para espacios terrestres) los límites de inmisión que se aplican a los usos urbanos más sensibles (esto es, sanitario, docente y cultural y que equivaldrían por ejemplo a unos límites de 80 dB de LAmax, 55 dB día / 55 dB tarde / 45 dB noche en el caso de nuevas carreteras o vías de tren y 50 dB día / 50 dB tarde / 40 dB noche en el caso de nuevas actividades y puertos. En el RD también se fijan los niveles objetivo. Los dB de LA son niveles de sonoridad (L de level) expresados en decibelios ponderados para el ser humano, según una escala A definida por la sensibilidad de nuestro oído al sonido de distintas frecuencias (por ejemplo, no oímos infrasonidos ni ultrasonidos, y la energía acústica en estos rangos se multiplicaría por cero para expresar dB LA). Los dB LAmax expresan niveles máximos y son adecuados en caso de eventos cortos muy ruidosos, aunque sería importante considerar otras medidas para los ruidos continuos.

En resumen, la administración pública deberá determinar la exigencia de esos límites en el medio marino cuando esta exigencia esté justificada, por ejemplo, por la presencia de especies protegidas suficientemente cerca de la fuente de ruido, o en las cercanías de zonas protegidas marinas. Con respecto al control del ruido en el mar, debe recordarse que no son comparables los niveles en decibelios en agua y aire, debido a las distintas propiedades del medio de transmisión y a que se utilizan niveles de referencia distintos (ver Sección II.A). Para transformar los decibelios medidos en aire a su equivalente matemático en el mar se suman 62 dB, de forma que los límites citados anteriormente se transformarían en: 142 dB de LAmax, 117 dB día / 117 dB tarde / 107 dB noche en el caso de nuevas carreteras o vías de tren y 112 dB día / 112 dB tarde / 102 dB noche en el caso de nuevas actividades y puertos. En el caso del mar, sin embargo, no deberían aplicarse las ponderaciones tipo A para cuantificar los niveles de sonoridad, pues en conjunto la fauna marina es sensible a un rango de frecuencias mucho más amplio que los seres humanos. Incluyendo los peces, crustáceos y mamíferos marinos se cubre el rango desde infrasonidos hasta ultrasonidos.

La normativa del ruido define que será controlado por las instituciones competentes. En el medio terrestre por tanto la competencia cae principalmente sobre los ayuntamientos, lo que no excluye otras entidades cuando sea necesario, como lo sería en el caso de que se desarrolle esta Ley para el control del ruido submarino.

Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad

La transposición de las obligaciones derivadas de la Red Natura 2000 al ordenamiento español se ha llevado a cabo a través del I capítulo III (Espacios protegidos de la Red Natura 2000) del Título II de esta ley. El artículo 45.1 a 45.2 se ocupa de las medidas generales de conservación. El artículo 45.4 establece el mecanismo de que cualquier proyecto con posible impacto en espacios Red Natura quedará sometido a una evaluación adecuada de sus impactos sobre los objetivos específicos de conservación del lugar. Por tanto, si una actividad ya está teniendo un impacto en un lugar de Red Natura 2000, los planes de gestión deberían introducir limitaciones a la misma para evitar dicho deterioro. Si una actividad nueva pretende llevarse a cabo la misma tendría que someterse a la evaluación adecuada de sus efectos sobre el lugar Red Natura 2000 en cuestión, procedimientos regulados a su vez por la Ley 9/2006 de evaluación ambiental estratégica y el Real Decreto 1/2008 de Evaluación de Impacto ambiental.

En desarrollo de esta Ley, ha sido aprobado el Real Decreto 1274/2011, de 16 de septiembre, por el que se aprueba el Plan estratégico del patrimonio natural y de la biodiversidad 2011-2017, en aplicación de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, que se refiere al "Medio marino y Litoral" incorporando una referencia al ruido subacuático del modo siguiente:

El ruido subacuático, producido por equipos acústicos submarinos o la navegación entre otros, es otra de las amenazas a la que es preciso hacer frente: El sentido del oído es vital para muchos animales, y en especial para cetáceos, ya que lo utilizan para buscar presas, orientarse, migrar, o relacionarse entre miembros de la misma especie. Gran cantidad de especies marinas, sufren la exposición a ruidos de origen humano que pueden causar daños auditivos, produciendo como consecuencia que se desequilibren los ecosistemas marinos.

En consecuencia, y dentro de su "Meta 3", "fomentar la integración de la biodiversidad en las políticas sectoriales", se contienen varios objetivos y varias acciones, que abren la vía para el establecimiento de criterios limitadores de ruidos subacuáticos y son los siguientes:

OBJETIVO 3.10 Establecer una planificación integrada del medio marino de forma que se reduzca el impacto sobre la biodiversidad de las actividades humanas.

- Acción 3.10.1 Establecer, para cada demarcación marina y en el marco de las estrategias marinas, programas de medidas para lograr el buen estado ambiental de la biodiversidad marina.

OBJETIVO 3.11 Establecer Áreas Marinas Protegidas y espacios de la Red Natura 2000 en el medio marino y asegurar su gestión coherente.

- Acción 3.11.2 Elaborar los criterios mínimos comunes para la gestión coordinada y coherente de la Red de Áreas Marinas Protegidas de España, así como el Plan Director de la Red.

- Acción 3.11.3 Elaborar, aprobar y aplicar planes de gestión de las Áreas Marinas Protegidas y de los lugares Red Natura 2000 de competencia estatal.

OBJETIVO 3.12 Adoptar medidas para la protección de hábitats y especies marinos

- Acción 3.12.3 Aprobar y aplicar estrategias y planes de recuperación y conservación de especies, subespecies y poblaciones marinas incluidas en el Catálogo Español de Especies Amenazadas que sean de competencia estatal.
- Acción 3.12.4 Aprobar y aplicar estrategias y planes de conservación y restauración de hábitats marinos incluidos en el Catálogo Español de Hábitats en Peligro de Desaparición que sean de competencia estatal

Por último, el Real Decreto 1727/2007, de 21 de diciembre, por el que se establecen medidas de protección de los cetáceos, menciona que deberá evitarse en el Espacio Móvil de Protección de Cetáceos la realización de cualquier conducta que pueda causar muerte, daño, molestia o inquietud a los cetáceos, considerando entre esas molestias el producir ruidos y sonidos fuertes o estridentes para intentar atraerlos o alejarlos, incluyendo la emisión de sonidos bajo el agua.

-II-

INTRODUCCIÓN AL SONIDO

El presente capítulo intenta aproximar al lector no especializado a las características más relevantes del sonido. Ello facilitará la comprensión de la documentación existente para la regulación de la contaminación acústica en los foros nacionales e internacionales, así como las complejidades inherentes a la medida del ruido submarino y a su legislación. Con estos objetivos, se realiza aquí una introducción en lenguaje coloquial, que se amplía en el Anexo I con un listado técnico bilingüe de los términos acústicos más utilizados.

Es importante comprender la diferencia entre sonido, señales y ruido: "el ruido y el sonido no son términos sinónimos. El sonido es un término que abarca y se refiere a cualquier energía acústica. El ruido es un subconjunto de sonido no deseado por la entidad que lo oye. Por lo tanto, cualquier sonido específico puede ser una señal para algunos y un ruido para los demás" (ACA IMM 2006)

Para caracterizar un sonido son importantes parámetros tanto subjetivos y fisiológicos del organismo que lo recibe, como físicos, de la señal acústica, así como las unidades en las que estos se cuantifican. Es conveniente recordar algunas unidades físicas para familiarizarse con su uso en acústica:

Presión: fuerza aplicada por unidad de área

$$p = F / \text{área} = \text{Newton} / m^2 = \text{Pascal}(Pa)$$

Energía, se define en física como la capacidad de producir un trabajo. Podemos hablar de energía acústica, química, etc

$$E = F * d = N * m = \text{Julio}(J)$$

Potencia: flujo de energía, es decir, energía por segundo

$$W = E / t = J / s = \text{Watio}(W)$$

Intensidad: flujo de energía (es decir, potencia) por unidad de área

$$I = W / \text{área} = W / m^2$$

Para comprender estas medidas de forma intuitiva podemos utilizar el símil de una presión mecánica sobre nuestra piel. La misma energía de presión, repartida durante un periodo muy largo (poca potencia) y sobre un área amplia (poca intensidad), producirá menos dolor instantáneo que si toda la presión se concentra en un instante y sobre un punto de la piel (alta potencia e intensidad), aunque una presión duradera de menor intensidad también puede causar daños. En acústica es importante la energía total emitida al medio, así como su temporalidad (un zumbido continuo de varias horas puede contener la misma energía total que un pulso sísmico < 1 segundo). Los estereocilios de la cóclea (células sensibles a la vibración en el caracol del oído) perciben la onda de presión acústica de forma continua. Sin embargo, el procesado neuronal tiene un tiempo de integración de la energía acústica, de duración variable para distintas especies. Por ello, un sonido de alta intensidad instantáneo, de duración menor al tiempo de integración, puede no ser percibido en el cerebro con la *sonoridad* correspondiente a su nivel máximo, dado que se ha promediado este nivel durante todo el tiempo de integración, y aún así este nivel máximo puede provocar daños auditivos. Por otra parte, el agotamiento metabólico de los estereocilios también puede darse por una estimulación constante debida a un sonido de intensidad media-alta, que en una exposición corta no hubiera resultado dañino.

SONORIDAD

Es la sensación sonora, o medida subjetiva, de la *intensidad* con la que un sonido es percibido, en una escala del más débil al más fuerte. La sonoridad depende de la intensidad de un sonido, pero también de su *frecuencia*, *amplitud* y otras variables, como pueden ser la *sensibilidad* del oído de quien escucha o la duración del sonido. La sensibilidad de cada oído a determinadas frecuencias dicta su *umbral de audición*, que es la mínima intensidad a la que un sonido puede ser detectado por un determinado oído. Por ejemplo, las personas no oyen ultrasonidos aunque sean de gran intensidad. Así mismo, para los seres humanos la sonoridad se agudiza para sonidos débiles, y disminuye para sonidos fuertes, lo que se debe a que la audición no es lineal, sino logarítmica. Por ello es adecuado medir la sonoridad en unidades logarítmicas, los decibelios (dB).

DECIBELIOS

Son sumamente útiles por dos razones: la primera es que constituyen una medida comparativa o de relación entre dos sonidos, porque el ser humano no puede dar una indicación fiable de la intensidad de un sonido aislado, mientras que es capaz de distinguir diferencias muy pequeñas de intensidad entre dos sonidos. Se hizo coincidir el nivel de referencia en el aire (0 dB) con la presión sonora de 20 micropascales (μPa), por ser esta la mínima presión audible para una persona. Así, los decibelios en aire expresan la diferencia de intensidad entre el sonido a cuantificar (intensidad producida por una presión sonora X) y la presión de $20\mu\text{Pa}$ (por eso las medidas se dan *re 20 μPa* en aire). En el mar, al no basarse las unidades de medida en el ser humano, se utiliza la referencia de $1\mu\text{Pa}$ (*re 1 μPa*), por ser más cómodo a la hora de hacer los cálculos. La segunda razón de la utilidad de los decibelios es el gran rango de presiones a las que son sensibles los animales, en el caso humano, desde 0 dB ($20\mu\text{Pa}$) hasta el umbral medio del dolor, normalmente entre 100-140 dB *re 20 μPa* ($134\text{ dB}=100\text{Pa}=10^8\mu\text{Pa}$). Esta gran diferencia hace mucho más sencillo trabajar en escala logarítmica (de 0 a 134 dB), que en escala lineal (de 20 a cien millones de μPa). A la hora de medir sonido lo que nos llega es una onda de presión, con una determinada potencia e intensidad. La forma de expresar en decibelios estos parámetros se representa en el siguiente cuadro:

Los decibelios

Bel: expresión logarítmica de una potencia con respecto a otra de referencia = $\log_{10}(W_m/W_{ref})$

Decibel = dB = décima parte de un Bel = $10*\log_{10}(W_m/W_{ref})$

Entonces, si queremos expresar una potencia o intensidad en decibelios, simplemente aplicamos esta fórmula

Dado que la intensidad se relaciona con la presión², los datos de presión se transforman a dB como sigue:

$$10*\log\left(\frac{P_m^2}{P_{ref}^2}\right) = 20*\log\left(\frac{P_m}{P_{ref}}\right) \quad \text{porque } \log a^b = b*\log a$$

Existen decibelios ponderados, ajustados a la sensibilidad diferencial del oído humano a distintas *frecuencias*, de modo que las frecuencias a las que somos más sensibles, o insensibles, son multiplicadas o anuladas, respectivamente. Estos decibelios ponderados (por ejemplo LeqA) se aplican en las regulaciones que controlan la contaminación acústica en tierra. Sin embargo, no existen aún datos acerca de cómo la mayoría de la fauna marina percibe la sonoridad. Esto es importante a la hora de evaluar posibles impactos relacionados con la sensibilidad auditiva, sin olvidar que un sonido de alta intensidad puede provocar daños fisiológicos no auditivos.

COMPARATIVA DE NIVELES EN MAR Y AIRE

Hay dos razones principales por las que no se pueden transformar directamente los niveles sonoros en el mar y en el aire (ver Anexo 1). La primera se debe a que las variaciones de la densidad y velocidad del sonido en cada medio provocan cambios en la transmisión de la presión acústica. Para corregir estos efectos hay que sumar 36 dB al nivel medido en aire. La segunda razón viene dada por los distintos niveles de referencia utilizados para calcular el nivel de las señales en agua (re. 1 μPa) y en aire (re. 20 μPa), que se traduce a 26 dB. Por tanto, para expresar un nivel medido en aire a su equivalente matemático en agua deben sumarse 62 dB. Sin embargo, el gran desconocimiento existente, sobre las adaptaciones de la fisiología acústica de la fauna marina para recibir el sonido, hace que lo más prudente sea no realizar extrapolaciones sobre los impactos que los mismos niveles de sonido podrían tener en mar y aire.

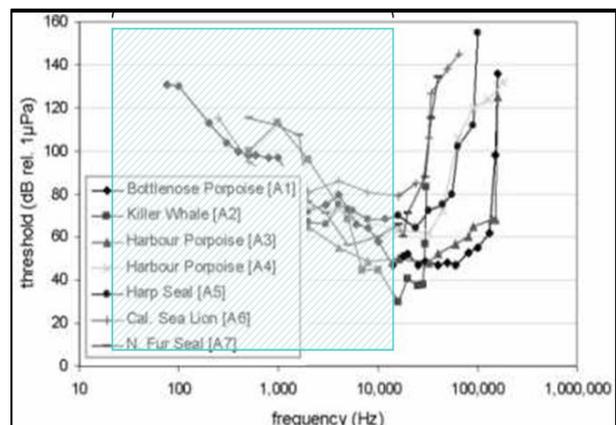
FRECUENCIA

Es el número de veces que una onda completa un ciclo en un segundo. Sus unidades son ciclos por segundo o Hertzios (Hz). Los humanos describimos los sonidos como graves o agudos según sean de frecuencias bajas o altas, respectivamente. El rango humano de audición se encuentra entre las frecuencias de 20 Hz y 20 kHz (kiloHertzios) (Figura II.1). Frecuencias más graves o bajas se denominan infrasonidos. Frecuencias más altas o agudas son ultrasónicas. Distintas especies marinas son sensibles a un amplio rango de frecuencias, desde las infrasónicas (muchos peces) a las ultrasónicas (cetáceos y algunos peces clupeiformes), llegando a más de 150 kHz. El umbral de sensibilidad a distintas frecuencias será por tanto distinto para cada especie, según la fisiología de su sistema auditivo, pudiéndose realizar audiogramas tanto en base a estudios de potenciales evocados en el cerebro, al ser expuesto el animal a ciertos sonidos, como en base a comportamientos de individuos, entrenados a realizar ciertas acciones al escuchar un sonido. Los resultados de ambos métodos son comparables, aunque no idénticos en muchos casos. En la figura II.1 se presentan ejemplos de audiogramas para varias especies de mamíferos marinos.

Figura II.1. Audiogramas (representación del umbral de sensibilidad del oído a cada rango de frecuencias, cuanto más bajo el umbral, más sensible la especie a esa frecuencia) de varios mamíferos marinos, mostrando su sensibilidad a ultrasonidos. Datos de varias publicaciones revisados por Gillespie en:

www.pamguard.org/images/audiogramsSmall.jpg

El rango de frecuencias audible para el ser humano se señala con un cuadro celeste (máximo de 20 Hz a 20 kHz, normalmente mucho menor). Las marsopas son las especies sensibles a mayor frecuencia (hasta 180 kHz). La mayor parte de los cetáceos sólo es sensible hasta unos 120 kHz



De la velocidad de la onda en el medio (c), y de su frecuencia, dependerá cuánto mide en metros cada ciclo de la onda (longitud de onda, λ), siendo $\lambda=c/f$. Por ejemplo, si una onda sonora con 100 ciclos por segundo (100 Hz de frecuencia) viaja en el aire a 330 m/s, la longitud de onda, de cada ciclo, será de 3,3 m. La misma onda no cambiará de frecuencia si entra en el agua ($c=1500$ m/s), pero su longitud de onda será ahora de 15 m, al recorrer el sonido más espacio en cada unidad de tiempo.

Una fuente de ondas sonoras puede estar compuesta de una superposición de frecuencias diferentes. Cada frecuencia estimula una parte diferente de la cóclea. Cuando una persona escucha una onda sonora con una sola frecuencia predominante, escucha una nota, es un tono puro. Los sonidos que abarcan un rango pequeño de frecuencias se denominan *de banda estrecha (narrow band)*. Otras fuentes acústicas, como golpes o muchos de los ruidos ambientales, están compuestas de muchas frecuencias, estimulan muchos o todos los receptores de la cóclea, es decir, cubren un gran espectro sonoro, son *de banda ancha (broadband)*. Así mismo, los análisis de un sonido pueden cuantificar la energía comprendida en todas las frecuencias del mismo, para dar un nivel de banda ancha, o filtrar sólo la energía contenida en una parte determinada del espectro. Se pueden por tanto medir niveles de banda estrecha y debe especificarse siempre qué frecuencias se están considerando. Es común presentar la energía contenida en bandas de 1 Hz, para un análisis detallado de la señal (en este caso se expresan como dB re 1 μ Pa/Hz), así como en *bandas de octava o de tercio de octava*. Una octava es una banda cuyo límite superior es el doble de la frecuencia del límite inferior, por lo que el ancho de las bandas de octava se incrementa al hacerlo la frecuencia. Cada octava se divide en tres bandas de tercio de octava. El análisis en tercios de octava es frecuente porque se aproxima al procesado espectral del oído humano, por lo que es la mejor idea que tenemos del funcionamiento del oído de otros mamíferos.

Transmisión del sonido en el mar

La señal se atenúa al transmitirse debido a la pérdida por absorción y por divergencia. El nivel de **absorción de la energía** acústica depende de la longitud de onda de la señal. Ondas de alta frecuencia, con muy pequeña longitud de onda, chocan con las moléculas de agua, las hacen vibrar y pierden energía que es absorbida en esta vibración. Cuanto menor sea la frecuencia, y por tanto más largas las ondas, tienden a no chocar sino "mecer" las moléculas de agua y, por tanto, reducen la pérdida de energía por absorción. En base a esto, Payne y Webb (1971) calcularon que las vocalizaciones del rorqual común, con una frecuencia de 20 Hz, podrían detectarse a cientos, incluso miles de kilómetros en ausencia de ruido que las enmascarara. Estas vocalizaciones fueron detectadas en todos los océanos cuando se instalaron hidrófonos extensivamente en la segunda guerra mundial, invirtiendo la marina americana una fortuna para identificar su fuente. Se han llevado a cabo varios experimentos de transmisión acústica en los que se situaron emisores de baja frecuencia y gran potencia a profundidad, en el denominado canal SOFAR. Este canal se crea debido a que la velocidad del sonido se relaciona con la temperatura del agua y con la presión. Al descender la temperatura en profundidad, la velocidad también disminuye. Por debajo de la termoclina, cuando la temperatura no desciende más, la velocidad vuelve a incrementarse, porque domina el factor presión. Se crea por tanto una capa de velocidad mínima y las ondas de sonido producidas en esta capa tienden a reflejarse al intentar pasar a las zonas circundantes, de mayor velocidad del sonido. Esto crea un efecto de canal en el que la energía sonora tiene poca pérdida, pues se refleja hacia dentro del propio canal. Un ejemplo de estos experimentos, que demuestran que la transmisión del sonido de baja frecuencia a miles de kilómetros es posible, se presenta en la Figura II.2.

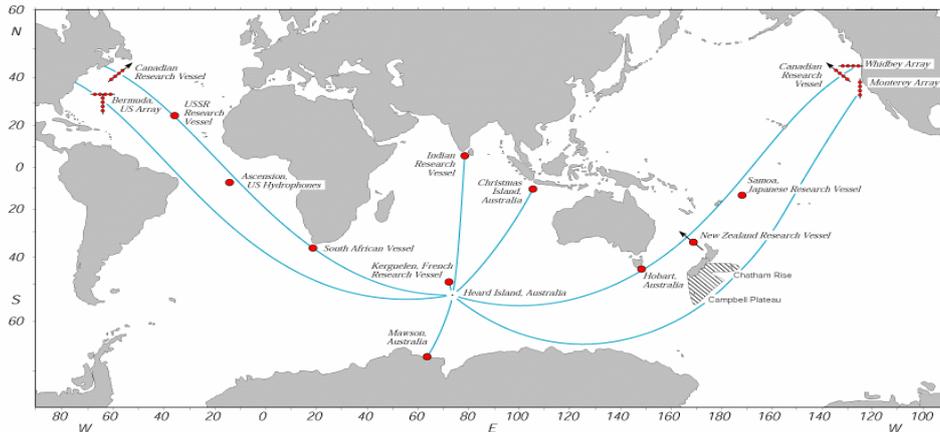


Figura II.2. Ejemplo de la transmisión a largas distancias de sonidos de alta potencia y baja frecuencia. Experimento Heard Island: sonidos emitidos dentro de un canal sonoro de profundidad cerca de la Antártida fueron recibidos en todos los océanos (Figura de <http://909ers.apl.washington.edu>)

Aunque la pérdida de energía por absorción sea despreciable para las frecuencias bajas, todos los sonidos sufren una **pérdida por divergencia**. Esta pérdida se debe a que la energía que se concentraba en un punto de emisión, al expandirse, se reparte en un espacio mucho mayor y, por tanto, la intensidad en cada punto de recepción se reduce. El sonido en el mar sigue normalmente una propagación esférica, que implica que la intensidad disminuye 6 dB cada vez que se dobla la distancia desde la fuente emisora (Figura II.3). Sin embargo, en medios no homogéneos como las aguas someras, la señal experimenta una propagación cilíndrica, dado que las ondas se ven reflejadas por la superficie y por el fondo marino. Ello implica que la pérdida de intensidad es de sólo 3 dB cada vez que se dobla la distancia. Esto es cierto principalmente para los componentes de medias y altas frecuencias del espectro, pero las ondas de bajas frecuencias pueden viajar a través de las rocas, por el subsuelo, y por tanto pueden llegar a seguir una transmisión esférica.

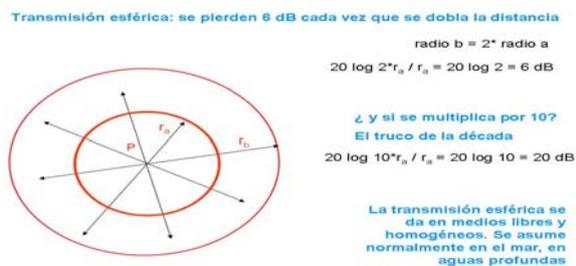


Figura II.3. Esquema de la transmisión esférica del sonido desde un punto de presión acústica P, en un medio libre y homogéneo. Pérdida por divergencia

Estos modelos de transmisión no consideran que las fuentes acústicas de alta intensidad puedan producir ecos en el fondo marino. Si los sonidos son además de bajas frecuencias, con poca atenuación por absorción, pueden darse reflejos múltiples fondo-superficie-fondo, cuyas ondas de presión confluyen en los llamados **"puntos de convergencia"** de alta presión acústica, creados a veces a varios kilómetros de distancia desde la fuente, y dejar **"zonas de sombra"** entre estos puntos de convergencia. Estos fenómenos son importantes a la hora de evaluar los efectos del ruido sobre la fauna marina, así como las respuestas de comportamiento ante sonidos recibidos a distancia, dado que se genera la contradicción aparente de que un animal, localizado en una zona de sombra, pueda acercarse a la fuente de emisión para intentar evitar una zona de convergencia más lejana, quedando por tanto rodeado por áreas con mayor nivel de exposición sonora.

La ecuación del sónar y medidas del nivel acústico

Una señal acústica sigue el proceso de transmisión emisor-medio-receptor. El estudio de las propiedades acústicas de la señal emitida original requiere el uso de receptores precisos y calibrados y el conocimiento de las características físicas del medio transmisor. En el caso de los estudios en el mar el medio es heterogéneo, debido a variaciones en las propiedades de transmisión acústica del agua, creándose perfiles de la velocidad del sonido a lo largo de la columna de agua, que obedecen a parámetros tales como la profundidad, salinidad, temperatura y termoclinas. Otros factores, como la composición y estructura del fondo marino, también influyen en la transmisión del sonido, al igual que la profundidad a la que están situados tanto el receptor como el transmisor (Ward *et al.*, 1998). La intensidad es difícil de medir con exactitud, porque depende de las características del medio transmisor. Dada los cambios en las propiedades de transmisión del medio marino, incluso a pequeña escala espacial y temporal, las medidas se expresan mejor como niveles recibidos o emitidos. Los niveles emitidos se entienden como provenientes de una fuente puntual y con referencia a 1 m desde la misma, por eso se expresan como dB re 1 μ Pa a 1m (en el agua). Los niveles recibidos pueden medirse a cualquier distancia de la fuente y por tanto se expresan simplemente como dB re 1 μ Pa. La forma de calcular niveles emitidos, a partir de una medida a distancia, o de estimar el nivel que se recibirá en un punto, es la siguiente:

ECUACIÓN DEL SONAR SIMPLIFICADA

$$RL = SL - 20 \log r$$

nivel recibido (received level, RL)= nivel emisión (source level, SL) – 20 log distancia (range, r)

Ejemplo: SL= 120 dB re 1 μ Pa a 1 m

¿nivel recibido a 2 m?

Distancia x2= 6 dB \Rightarrow RL= 114 dB re 1 μ Pa

¿ a 20 m?

Distancia x2 y x10= 26 dB \Rightarrow RL= 94 dB re 1 μ Pa

Ejemplo: RL= 90 dB re 1 μ Pa

¿distancia, si SL= 108 dB re 1 μ Pa a 1 m?

108-90 = 18 dB = 3 * 6 = distancia x2 3 veces = 8 m

SL-RL=20log (r) $r=10^{18/20} = 8$ m

Ejemplo: distancia = 3 km

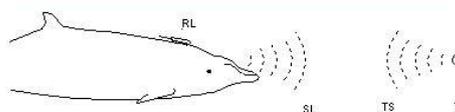
¿nivel recibido si SL= 250 dB re 1 μ Pa a 1 m?

RL= 250-20log(3000)=180 dB re 1 μ Pa

SONARES (biológicos o humanos)

$$RL = SL - 40 \log r + TS$$

TS= "target strength", capacidad de un objeto para reflejar el sonido o coeficiente de *reflectabilidad* acústica



Gráfica tomada de Madsen *et al.* (2005) mostrando un zifio emitiendo chasquidos con un determinado SL. Éstos son reflejados por un objeto en el agua (T) con un determinado TS, y recibidos en una marca adherida al lomo con un RL proporcional al nivel de emisión del zifio, la reflectabilidad del objeto y la distancia entre ellos.

Las unidades de medida de los parámetros físicos son muy claras y se han estandarizado en el sistema internacional (pascuales, watios, etc). Sin embargo, existen varias formas de medir una señal acústica, y es importante que se indiquen siempre, no sólo las unidades, sino qué es lo que se ha medido. El nivel de una señal normalmente varía en el tiempo. Existen fuentes de sonido pulsado (señales cortas producidas de forma intermitente) y de sonido continuo, al menos por un periodo de tiempo. Para describir las señales se mide el pico máximo de presión acústica (0-pico si se toma sólo la parte

positiva de la onda, o pico-pico si se mide desde el máximo negativo al máximo positivo, ver Figura II.4). Estas medidas son importantes para investigar si una señal puede producir un daño fisiológico debido a una presión muy alta, aunque sea instantánea. Sin embargo, no aportan información acerca del tiempo durante el que se mantiene esta alta presión, que evidentemente tiene implicaciones sobre la energía total de la señal y sobre su posible impacto. Una medida que da una idea de la potencia media de una señal es el valor RMS (root mean square), que es el resultado de hacer la raíz cuadrada de la media de los valores de presión de la onda elevados al cuadrado. La RMS es 3 dB inferior al valor máximo o pico de una señal continua. En el caso de señales pulsadas, con una gran presión instantánea emitida de forma intermitente, la diferencia entre los valores RMS y valor pico puede ser de incluso 12 dB (Madsen, 2005). El proceso de medida de la RMS hace que los pulsos cortos de alta intensidad puedan expresarse con valores RMS muy distintos, según el intervalo escogido de medida se ajuste exactamente al pulso (en este caso daría un RMS similar al valor máximo), o abarque una ventana amplia alrededor del mismo (el nivel RMS baja significativamente). Por esta razón es importante, al expresar valores RMS, que se especifique la duración del intervalo de medida. Es importante también que se homologue dicha duración cuando se miden señales pulsadas, para ajustarse a razones objetivas, como por ejemplo que incluya el 90 o el 97% de la energía del pulso (Madsen, op. cit.; Southall, 2005). La figura II.4 representa estos niveles para una onda sinusoidal.

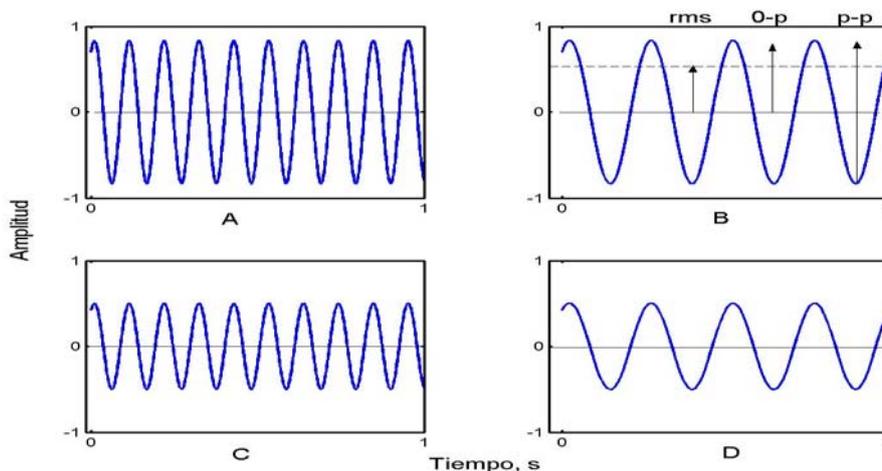


Figura II.4. Ejemplos de ondas con la misma frecuencia y distinto nivel o amplitud (parejas A-C y B-D). En C) se representan las expresiones más utilizadas para describir el nivel de la señal: rms, cero a pico (0-p) y pico a pico (peak to peak, p-p). Los picos representan la máxima presión positiva o negativa en la vibración de la onda.

Otra medida a tomar es el nivel de exposición sonora (Sound exposure level, SEL) que tiene en cuenta el nivel de la señal y su duración, normalizando la cantidad de energía total a un tiempo de 1 segundo, por lo que permite comparar señales de distintas presiones máximas y duraciones. El SEL se expresa como dB re $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ y es típicamente de 20 a 25 dB inferior a la presión cero-a-pico y de 10 a 15 dB inferior a la presión RMS para señales de una duración entre 30-100 ms (= tiempo de integración). Para señales que duran 1 s, los valores SEL y RMS concuerdan.

-III-

**FUENTES DE LA CONTAMINACIÓN
ACÚSTICA MARINA: IMPACTOS
Y MITIGACIÓN**

GENERALIDADES

En el océano hay una gran variedad de sonidos naturales, tanto procedentes de la biota como del medio. Entre estos últimos se pueden diferenciar los sonidos normales (olas, viento) y los producidos por eventos catastróficos, como movimientos sísmicos o volcanes submarinos, que evidentemente pueden causar impactos sobre la fauna. Dentro de los sonidos animales existen algunos de gran intensidad instantánea, como los chasquidos de los cachalotes, que constituyen una de las fuentes de sonido animal de mayor potencia. Sin embargo, estos chasquidos son muy cortos y los niveles de energía que acarrean son mucho menores que los de los sónares humanos de alta intensidad, por lo que la comparación de ambas fuentes sonoras no es razonable (Madsen, 2005). Debe considerarse además que cada especie se ha adaptado, a lo largo de un periodo de tiempo evolutivo, a las condiciones acústicas de su medio, mientras que la contaminación acústica humana se ha extendido de forma significativa en los últimos 100 años, produciendo cambios de importancia en el ambiente acústico normal de amplias zonas marinas.

Muchos taxones animales aprovechan las buenas condiciones de transmisión acústica del agua para utilizar el sonido en una amplia gama de funciones biológicas: desde vocalizaciones de comunicación y cortejo en mamíferos y peces, hasta localización de presas de forma pasiva o por ecolocalización (biosónar) Así mismo, el sonido es utilizado con fines de orientación tanto por mamíferos marinos (Richardson *et al.*, 1995) como por larvas de peces, que navegan hacia la costa para asentarse utilizando estímulos acústicos biológicos (Montgomery *et al.*, 2006). Dado que las señales sonoras tienen un papel estructurante del ecosistema marino, a todos los niveles de las redes tróficas, la introducción de ruido antrópico puede afectar diversas funciones biológicas esenciales.

Al hablar de los efectos de sonido subacuático en la biota marina, hay que diferenciar entre los impactos agudos y crónicos. Los efectos agudos potenciales incluyen los riesgos de daños o lesiones inmediatas auditivas o del cuerpo, debidas a una intensa fuente de sonido, mientras que los posibles efectos crónicos implican el riesgo de la degradación del hábitat o la exclusión de áreas de importancia por largos períodos de tiempo, incluso a niveles moderados de presión sonora. Ambos tipos de impacto pueden afectar a los individuos, las sub-poblaciones o incluso las poblaciones, a niveles impredecibles en la actualidad. Con respecto a la escala espacial, distintas fuentes sonoras tendrán radios de afección que pueden variar entre escasos metros hasta cientos de kilómetros. Estos efectos dependen no sólo de las características de la fuente sonora, sino también de la sensibilidad de las especies afectadas.

Las especies pueden reaccionar a sonidos que coincidan con las frecuencias a las que son sensibles. Se pueden dar respuestas de comportamiento y en algunos casos afecciones fisiológicas a la audición, con cambios en el umbral de sensibilidad temporales o permanentes. Así mismo, se pueden producir daños causados por altas presiones acústicas incluso a frecuencias a las que los animales no sean sensibles auditivamente. Por último, la afección del ruido puede ser directa o indirecta. En este último caso bien por provocar cambios de comportamiento o desorientación, que puedan desembocar en daños o incluso mortandad (Rommel *et al.*, 2007; Guerra *et al.*, 2004, Fernández *et al.*, 2005; Cox *et al.*, 2006), o bien a través de cambios en la calidad del hábitat que puedan generar estrés (Wright *et al.*, 2008) Estos distintos tipos de impactos potenciales se esquematizan en la tabla III.1. y se explican con más detalle dentro de los impactos de cada tipo de actividad humana y en los Anexos II a IV.

Tabla III.1. Esquema de los tipos de impactos del sonido sobre la fauna marina, con ejemplos de publicaciones científicas donde se tratan cada uno de estos impactos.

Daños fisiológicos directos e indirectos:

- Daño a tejidos corporales por la presión acústica (McCauly *et al.*, 2004)
- Daños graves a las estructuras auditivas (Ketten 1995)
- Cambio temporal o permanente del umbral de sensibilidad: reducción recuperable (TTS) o irrecuperable (PTS), respectivamente, de la sensibilidad auditiva a ciertas frecuencias (Nachtigall *et al.*, 2004; Lucke, 2008)
- Desorientación causada por daños en los órganos del equilibrio, que puede originar efectos secundarios, incluyendo impactos letales (por ejemplo, asfixia en calamares gigantes, Guerra *et al.*, 2004)
- Daño a tejidos vitales causados por un embolismo gaseoso y graso (Jepson *et al.*, 2003; Fernández *et al.*, 2005), que podría producirse por una reacción de escape (Fernández *et al.*, 2005, Cox *et al.*, 2006; Rommel *et al.*, 2007).
- Reacciones de alerta (contracciones musculares reflejas) (Götz, 2007)

Daños perceptivos:

- Solapamiento y enmascaración de sonidos biológicos relevantes por ruidos de origen antrópico, incluyendo sonidos comunicativos, ecolocalización (biosonar), sonidos asociados con la localización de las presas, evitación de depredadores o colisiones con embarcaciones (Payne y Webb, 1983; Aguilar de Soto *et al.*, 2005)

Efectos comportamentales:

- Interrupción de comportamientos normales, por ejemplo alteración de ritmos respiratorios y de inmersión, movimientos anómalos, evitación de áreas, cambios en rutas migratorias, etc. Estos efectos se pueden dar a decenas de kilómetros desde la fuente de emisión (revisados en Richardson *et al.*, 1995)

Efectos crónicos:

- Stress con consecuencias potenciales de inmunodepresión y reducción de viabilidad reproductiva. Incremento del gasto energético (Wright *et al.*, 2008)
- Repercusiones poblacionales a largo plazo: insuficientemente conocidas debido a la falta de estudios dedicados a lo largo de un periodo suficiente de tiempo.

Efectos ecológicos directos:

- Reducción de la población de la especie afectada, lo que podría ser muy significativo si la población local es reducida.

Efectos ecológicos indirectos:

- Pérdida de calidad del hábitat.
- Reducción en la disponibilidad de presas y por tanto de la actividad trófica.

ACTUACIONES PARA AMINORAR EL IMPACTO DE LA CONTAMINACIÓN ACÚSTICA EN AGUAS ESPAÑOLAS Y REGIONALES

Es importante que la contaminación acústica marina se someta a un tratamiento similar al de la contaminación acústica en aire, en cuanto a prevención de impactos y obligatoriedad de evaluación de impacto ambiental previa a la realización de actividades contaminantes. Se presenta aquí un esquema tabular de algunas medidas de mitigación aplicables a actividades concretas (Tabla III.2) y una definición concisa de las medidas de aplicación más general (Tabla III.3), seguidas de la justificación de su uso. Las medidas de mitigación directamente aplicables a cada actividad concreta se tratan con mayor detalle en la sección correspondiente a la misma.

Una vez se comiencen a aplicar estas medidas de mitigación se debería hacer investigación adicional para evaluarlas y, en caso necesario, mejorarlas. Con ello se conseguirá evitar, en la medida de lo posible, la regulación tanto en exceso como por defecto; evaluar la eficacia de las distintas opciones de mitigación empleadas, y crear nuevas alternativas posibles para la mitigación.

La incertidumbre científica que existe acerca de la efectividad de algunas medidas de mitigación de impacto, así como de la extensión temporal y espacial de los efectos del ruido sobre la fauna marina y recursos naturales como la pesca, se debe, en gran parte, a que no se ha obligado a las actividades que introducen contaminación acústica a evaluar sus efectos. Un mayor esfuerzo de investigación contribuirá a crear protocolos de aminoramiento de impacto más sólidos, y este esfuerzo debe realizarse de forma paralela a la aplicación de las medidas de mitigación ya existentes.

Tabla III-2. Esquema de acciones prioritarias a legislar o fomentar con el objetivo de reducir el impacto de la contaminación acústica marina. EIAa: evaluación del impacto ambiental acústico. EAE: evaluación ambiental estratégica.

Actividad	Acción a regular legislativamente // impulsar mediante incentivos
Hidrocarburos: Prospección sísmica Fase de cata Fase de explotación	<ul style="list-style-type: none"> - EAE y EIAa incluyendo los efectos sobre la fauna silvestre y sobre la pesca - Fomento de compra de información previa en la zona para reducir la duplicación de muestreos sísmicos (estímulos fiscales) - Evitar muestreos sísmicos simultáneos (sinérgicos) o consecutivos localizados - Integración del EIA de las fases de prospección sísmica, cata y explotación del proyecto de hidrocarburos, para evitar realizar prospecciones sísmicas en zonas donde el EIA de la fase de explotación imposibilitara la misma, haciendo redundante el impacto acústico de la fase de prospección. - Evitar las prospecciones sísmicas en épocas críticas de especies protegidas (reproducción, migración, concentraciones de alimentación)
Obras marinas Instalación tuberías Instalación pilotes Construcciones Explosiones	<ul style="list-style-type: none"> - EAE y EIAa incluyendo los efectos sobre la fauna silvestre y sobre la pesca - Evitar las actividades en épocas críticas de especies protegidas (reproducción, migración, concentraciones de alimentación) - Uso de cortinas de burbujas para mitigar la transmisión del ruido - Uso de las mínimas cargas necesarias para la construcción
Aerogeneradores	<ul style="list-style-type: none"> - EAE y EIAa incluyendo los efectos sobre la fauna silvestre y sobre la pesca - Uso de cortinas de burbujas para mitigar el ruido de la instalación de pilotes
Sónares y explosiones militares	<ul style="list-style-type: none"> - EAE, solicitud (aunque no es vinculante según la legalidad vigente) de EIAa. Evitación de zonas conocidas de concentración de especies sensibles, como las de la familia Ziphiidae y otras especies de cetáceos. - Aplicación de las medidas incluidas en la tabla específica del sónar
Ecosondas	<ul style="list-style-type: none"> - Fomentar el uso de ecosondas de muy alta frecuencia (>200 kHz) para aplicaciones someras. Las ecosondas de frecuencias medio-altas (20-40 kHz) son necesarias para llegar a profundidades de 1000 m, mayores de las habituales de las pesquerías costeras. Las ecosondas de frecuencias muy altas no interfieren con la fauna marina y son perfectamente viables para profundidades de hasta 200 m, típicas de la flota pesquera artesanal costera.
Sistemas de evitación acústica (pingers) de pesca y maricultura	<ul style="list-style-type: none"> - Regular el uso de los pinger, legislando la necesidad de obtener un permiso para su utilización, a otorgar por las autoridades con competencia en pesca y medio ambiente. - Aplicar en lo posible técnicas alternativas, no sonoras
Tráfico marítimo de grandes buques	<ul style="list-style-type: none"> - EAE. También EIAa cuando las rutas atraviesen zonas marinas protegidas - Fomento de aplicación de diseños de reducción de vibraciones del barco y emisiones acústicas al medio, optimizando la eficiencia de la propulsión.
Tráfico marítimo de turismo (observación comercial de cetáceos, pesca o paseos)	<ul style="list-style-type: none"> - EIAa cuando las actividades se realicen sobre especies, o en zonas marinas, protegidas a nivel internacional, nacional o regional. - Fomento del uso de tecnologías comprobadas para reducción de ruido (aislamiento de la sala de máquinas, amortiguación del motor, etc), considerando El Real Decreto 1727/2007, de 21 de diciembre, por el que se establecen medidas de protección de los cetáceos
Tráfico marítimo de recreo	<ul style="list-style-type: none"> - Incentivación fiscal a la comercialización de motores de cuatro tiempos, más silenciosos que los de dos tiempos, así como a la aplicación de tecnologías de reducción de ruido en el diseño de barcos recreativos. Incentivación publicitaria al uso de la vela como alternativa al recreo de motor. - Fomento del uso de ecosondas de navegación que emitan a frecuencias inaudibles para la fauna marina (por encima de 200 kHz) - Incentivación al uso de dispositivos de separación del agua de refrigeración de los gases de combustión - Incentivo al uso de hélices más silenciosas y aislamiento de la sala de máquinas, así como montura flexible y amortiguada del motor.
Investigación	<ul style="list-style-type: none"> - Fomento de creación de bases de datos de batimetría, relieve y comunidades biológicas submarinas, así como de datos geológicos y geomorfológicos, para evitar duplicación de muestreos acústicos sísmicos, con sondas multihaz y 3D.

	<ul style="list-style-type: none"> - Reparto de información a científicos y consultoras sobre el impacto ambiental de la contaminación acústica, para favorecer el autocontrol de las actividades. - Requerimiento de permiso de investigación para realizar actividades que impliquen uso de instrumentos acústicos activos (sondas/sísmica). La solicitud de permiso debe ir acompañada de una EIAa.
--	--

Tabla III.3. Definición de medidas de mitigación de actividades que emiten ruido de alta intensidad

FASE DE PLANIFICACIÓN	
EAE y EIAa	Evaluación estratégica, y específica del proyecto, de impacto ambiental
Investigación	Investigación de procesos de impacto. Recopilación de información sobre la biodiversidad marina en las zonas de realización de las actividades. Estudios de impacto sobre especies protegidas y sobre la pesca, realizando análisis comparativos previos, durante y posteriores a las actividades,
Selección áreas	Determinación de áreas de localización de las actividades en base a la información anterior
Exclusión costera	Evitación de realizar actividades en aguas a un cierto radio de la costa
Exclusión áreas específicas	Evitación de zonas de especial concentración de biodiversidad, o zonas protegidas y áreas de amortiguamiento alrededor de las mismas
Exclusión temporal	Evitación de zonas en las épocas en las que se realizan actividades de importancia, tales como concentraciones de animales en zonas de alimentación, reproducción o épocas migratorias
FASE DE OPERACIÓN	
Zona de exclusión	Determinación de la presencia de especies sensibles en una zona alrededor de las fuentes acústicas, dentro de la cual estarán expuestas a niveles de intensidad dañinos, e interrupción de las actividades en ese caso
Zonas amortiguamiento	Acción anterior extendida a una zona periférica a la zona de exclusión , para garantizar que los animales no entran en esta.
Sistema detección	Sistemas de localización de especies sensibles, visuales o acústicos
Muestreos pre-post	Muestreos de abundancia relativa de especies sensibles anteriores y posteriores a la realización de las actividades
Observadores entrenados	Desarrollo de los sistemas de detección por personal cualificado
Visibilidad	Limitación de las actividades de potencial impacto a condiciones de visibilidad en las que los observadores pueden trabajar con efectividad
Monitoreo acústico pasivo	Uso de sistemas de localización acústicos que no emiten señales, sino que detectan pasivamente las vocalizaciones de las especies sensibles
Uso mínimo fuente	Restricción de los niveles y temporalidad de las emisiones al mínimo posible para que las actividades sean funcionales
Condiciones ambientales	Restricción de las actividades a condiciones de mar y viento que permitan la localización de los animales
Comienzo gradual emisión	Incremento de la potencia, o del número de emisores acústicos, gradualmente durante un periodo de unos 30 minutos
Retraso si se detectan especies	Interrupción en el comienzo de las actividades si se observan cetáceos, u otras especies sensibles, bien en todo el área o en la zona de amortiguación
Reducción potencia si se detectan especies	Reducción de la potencia total de emisión si se detectan cetáceos u otras especies sensibles
off si se detectan especies	Interrupción de las actividades si se detectan cetáceos u otras especies sensibles
Red de varamientos	Mantenimiento de toma de datos de la ocurrencia de varamientos y de las causas de las muertes de los animales, con análisis patológicos

FASE DE EVALUACIÓN Y REPORTE

Informe actividades	Informe de las características acústicas, temporales y espaciales de las actividades realizadas, así como de las especies sensibles detectadas y las acciones tomadas al respecto en cada caso. Estos informes deben ser públicos o al menos accesibles para las instituciones gubernamentales e investigadores.
---------------------	--

Se procede a continuación a explicar más detalladamente algunas de las medidas de mitigación de mayor aplicabilidad a distintas fuentes de ruido:

Restricciones geográficas y estacionales:

Las medidas de mitigación más efectivas para evitar la 'ensonificación' de hábitats y especies sensibles son las restricciones geográficas y estacionales. Las actividades productoras de sonido pueden ser diseñadas para evitar las zonas y/o los períodos de tiempo donde/cuando las especies sensibles suelen dedicarse a actividades susceptibles, tales como el apareamiento, la cría, la alimentación, o la migración. En casos específicos, la sola presencia de los animales ya se debe considerar, como por ejemplo los zifios en cuanto al uso de sónares militares de frecuencias medias.

Este enfoque fue adoptado por Australia (ENVIRONMENT AUSTRALIA, 2001), Brasil (Brasil, 2004), ASCOBANS (ASCOBANS, 2003), ACCOBAMS (ACCOBAMS, 2004) y el Comité Científico de la CBI (IWC, 2004), que abogan para que la planificación espacio-temporal de los estudios sísmicos se realice de manera que se reduzcan posibles impactos acústicos. La UICN recomienda que los gobiernos apliquen la legislación nacional e internacional para restringir el ruido en sus directrices de gestión para zonas marinas protegidas (IUCN, 2004). Este tipo de medidas también ha sido adoptado por España, donde los Ministerios españoles de Medio Ambiente y Obras Públicas trabajan juntos con el fin de reducir el impacto del transporte marítimo, incluyendo la contaminación sonora. En este sentido, el Plan de Separación de Tráfico del Cabo de Gata se desplazó 20 millas náuticas desde la costa, para establecer una zona de seguridad para los cetáceos en el Estrecho de Gibraltar, acciones que se han publicado en las Cartas Náuticas Internacionales (Tejedor *et al.*, 2007). Otro ejemplo de restricciones espaciales es la declaración por el Ministerio de Defensa de una moratoria al uso de sónares militares a menos de 50 millas náuticas de Canarias, para prevenir varamientos masivos de zifios (Diario de sesiones del congreso de los diputados, 2004).

Informes anteriores de los planes de actividades emisoras de ruido de alta intensidad:

El requerimiento de información previa a las actividades ayudará a mejorar la escasez de conocimientos sobre las reacciones de comportamiento y otras consecuencias relacionadas con la emisión de ruido. El Comité Científico de la CBI propone, para el caso de las prospecciones sísmicas: (a) vigilancia acústica continua de los hábitats críticos de cetáceos a escalas temporales y espaciales suficientes, (b) supervisión independiente en los hábitats críticos (desde el buque que realiza la prospección y desde plataformas independientes) para evaluar el posible desplazamiento de hábitat críticos o alteración de comportamientos de cetáceos en el hábitat crítico, y (c) incrementar el esfuerzo de seguimiento de varamientos que puedan coincidir con la actividad (IWC, 2004).

Zonas de seguridad/amortiguamiento:

Las zonas de seguridad, tanto de exclusión como de amortiguamiento, se definen en relación a la posición de la fuente de sonido, independientemente de si son fijas o en movimiento. Son necesarios observadores para detectar la presencia de especies sensibles en la zona de exclusión, utilizando métodos acústicos o visuales, y en ese caso retrasar el comienzo de las actividades productoras de ruido (MMS, 2004; JNCC, 2007; Environment Australia, 2001) o interrumpirlas (Environment Australia, op.cit.) El radio de la zona de

amortiguación se ajusta, teóricamente, a los niveles de la fuente y a las condiciones de propagación del sonido, de modo que se han aplicado radios entre 500 metros y varios kilómetros (Environment Australia, 2001; IUCN, 2006; JNCC, 2007; MMS, 2004).

Vigilancia de las zonas de amortiguamiento:

Para vigilar las zonas tampón en tiempo real se pueden emplear una variedad de sistemas, como la observación visual a bordo de barcos, la vigilancia aérea y el monitoreo acústico. Sin embargo, la capacidad de detectar determinadas especies es limitada, incluso a distancias cortas (Barlow y Gisiner, 2006): la probabilidad de detección visual de los zifios, por ejemplo, es de 1-2% como máximo, debido a sus prolongadas inmersiones (US-MMC, 2004). Es importante señalar que todos los métodos de control tienen sus capacidades y limitaciones y es necesario considerarlas para planear una mitigación eficaz.

Reducción de intensidad de la fuente sonora:

ASCOBANS (2003) y la Comisión Costera de California (California Coastal Commission, 2002) promueven límites de los niveles de emisión durante los estudios sísmicos, exigen la reducción, en lo posible, de los niveles de potencia y del número/capacidad de las pistolas de aire comprimido. ACCOBAMS (2004) aboga por el desarrollo de tecnologías alternativas y por el uso de las mejores tecnologías de control disponibles, a fin de reducir el impacto de todas las fuentes de sonido antropogénicas potencialmente dañinas en el mar. El Comité de la Junta de Conservación de la Naturaleza del Reino Unido solicita que los operadores reduzcan emisiones innecesarias, producidas tanto por las pistolas de aire comprimido como por otros dispositivos (JNCC, 2003, 2007). Las directrices de la JNCC (Joint Nature Conservation Committee) se han incorporado en los permisos pertinentes para los sondeos sísmicos de gas y petróleo en el Reino Unido. Algunas de las iniciativas más actualizadas y efectivas para minimizar el ruido forman parte de las disposiciones incluidas en cada licencia de construcción y operación de instalaciones de aerogeneradores marinos en Alemania (por ejemplo BSH, 2006)

Incremento gradual de la potencia:

El incremento gradual de la potencia de las emisiones acústicas ("*Ramp up*") se basa en la hipótesis de que los animales evitarán un sonido que les resulta incómodo. La idea es dar a la fauna marina en las proximidades la posibilidad de abandonar la zona antes de que las señales acústicas alcancen niveles dañinos. EE.UU., Australia y el Reino Unido exigen que, en los sondeos sísmicos, las pistolas de aire comprimido se incrementen de potencia gradualmente cada vez que se conectan tras un periodo inactivas (MMS, 2004; Environment Australia, 2001; JNCC, 2003). Sin embargo, la eficacia del procedimiento requiere más estudios; puede que niveles menores de presión sonora no disuadan a los animales, o que incluso puedan atraer a animales curiosos (IWC, 2006; McCauley y Hughes, 2006). Además, en muchos casos se da una transmisión del sonido compleja, con ecos múltiples, que puede dar lugar a zonas de convergencia con niveles altos a grandes distancias de la fuente (Madsen *et al.*, 2005). En este caso un animal tratando de evitar una exposición alta podría nadar *hacia* la fuente. Todas estas razones hacen que la eficacia del comienzo gradual sea controvertida. Sin embargo, se han observado casos (invertebrados) en los que un incremento gradual de la potencia resultó en reacciones de alerta menos acusadas (McCauley y Hughes, op. cit.).

En todo caso, las medidas de mitigación deben considerar el campo sonoro acumulativo de todas las fuentes de sonido que operan al mismo tiempo dentro de la zona, así como el estado de conservación de las poblaciones implicadas.

-III.1-

SÓNARES Y DETONACIONES MILITARES

III.1.A CARACTERÍSTICAS DE LAS FUENTES

Explosiones submarinas

Los ejercicios navales pueden incluir prácticas de tiro con munición real (minas, torpedos, bombas). Las detonaciones pueden ser de distinta magnitud, dependiendo del armamento testado y de los objetivos de las maniobras, e incluyen las fuentes más potentes de ruido antropogénico en el mar (Richardson *et al.* 1995). Durante muchas décadas, las Armadas de distintos países han realizado explosiones submarinas de forma rutinaria, tanto en tiempos de guerra como en maniobras navales. La explosión de cargas submarinas puede utilizarse para, por ejemplo, realizar pruebas de choque o resistencia de buques ("shock-test"). Estas pruebas pueden utilizar más de mil kilogramos de explosivos (Hildebrandt, 2004). Otros ejercicios que envuelven uso de grandes cargas explosivas son los de hundimiento de barcos (Figura III.1.1). Estas pruebas producen un sonido de baja frecuencia con un nivel de presión acústica máxima de hasta 299 dB re 1 μ Pa a 1m. No está claro hasta qué punto las pruebas de choque se llevan a cabo dentro de las aguas españolas y probablemente sean poco comunes. No existe una base de datos pública acerca de la frecuencia con la que se realizan ejercicios navales, en España, que incluyan hundimiento de barcos, prácticas de tiro o cargas submarinas, ni de las características de potencia de la munición utilizada en cada caso. Ello limita la capacidad de evaluar el alcance del impacto de estas actividades en aguas nacionales.



Figura III.1.1. Hundimiento de buque destructor por un torpedo disparado desde un submarino. Imagen en 800px-Mark_48_Torpedo_testing.jpg

Las explosiones submarinas son más dañinas que las explosiones en aire debido a la física de la propagación de la onda expansiva. Landsberg (2000) revisa el fenómeno y explica que la energía de la detonación se distribuye entre: 1) la onda inicial de choque; 2) la velocidad de movimiento del agua por la presión creada por el frente de la onda de choque; 3) los pulsos producidos por los colapsos sucesivos de la burbuja de la detonación; 4) la turbulencia y empujes de los movimientos de las masas de agua circundantes. La explosión es una reacción química muy rápida que genera calor y gases, de modo que se forma una burbuja en el agua con una presión de hasta 50.000 atm y una temperatura de 3000°C. La burbuja se expande y desplaza agua, lo que genera la primera onda de choque, llegándose a la presión pico en escasos milisegundos. Esta onda de choque es la que causa la mayor parte de los daños en órganos. Al expandirse la burbuja se enfría y desciende la presión, que ha pasado al agua; el momento del agua desplazada crea una serie de oscilaciones en el volumen de la burbuja, que a su vez producen pulsos secundarios de presión. En el agua, por ser incompresible, hay poca absorción de la onda expansiva, que se transmite a mayor rango que en aire. El rango letal de una explosión en agua es por tanto mucho mayor que la misma masa explosiva en aire. Por ejemplo, un hombre a 5 m de la explosión de una granada de mano no sufriría daños por la onda expansiva en el aire, pero el impacto sería letal si esa persona estuviera sumergida. Cuando la onda expansiva alcanza la superficie del agua, parte de la presión se dispersa en la pluma y campana de explosión y el resto de la energía se refleja de vuelta al agua.

La mayor parte de las detonaciones militares se realizan en aguas abiertas, mientras que las explosiones civiles, para construcciones, se emplean normalmente en rocas o sólidos. Según investigaciones del Cuerpo de Ingenieros de la Armada de EEUU (USACE, 1999) los efectos de una explosión en roca son un 0.014 del efecto de la misma cantidad de explosivo en aguas abiertas.

Sónares de detección de submarinos

Los sónares militares (tácticos) comenzaron a utilizarse de forma generalizada en los años sesenta para la detección de submarinos. Los sónares tácticos más comunes emiten a frecuencias medias, audibles para el ser humano. En las dos últimas décadas se han desarrollado sónares de baja frecuencia, que pueden alcanzar distancias mucho mayores de detección, pues las frecuencias bajas sufren menos absorción por las moléculas de agua. Por la misma razón la huella espacial de afección de estos sónares es muy extensa. En todo caso, los sónares militares emiten a intensidades mucho mayores que las ecosondas normalmente utilizadas para otros usos (pesca, barcos recreativos) y constituyen, por debajo de las prospecciones sísmicas y de las explosiones, las fuentes de sonido antrópico de mayor potencia. Se detallan a continuación las características de las dos grandes clases de sónares tácticos utilizados para detección de submarinos.

Sónares tácticos de frecuencia media: Durante al menos cuatro décadas, el sónar activo de frecuencias medias y de alta intensidad se ha empleado como un elemento estándar, por las Armadas de numerosos países, para la detección de submarinos. Estos sistemas emiten pulsos intermitentemente, formados por tonos de frecuencia modulada, normalmente en el rango entre 2 y 8 kHz. Dos sónares muy utilizados en los ejercicios (incluyendo maniobras relacionadas con varamientos masivos de cetáceos) son los tipos AN/SQS-53C (Charly) y AN/SQS-56. El primero alcanza intensidades de emisión mayores de 235 dB_{RMS} re 1 µPa a 1m, emitiendo a frecuencias centrales de 2,6 y 3,3 kHz. El segundo emite normalmente a 223 dB_{RMS} re 1 µPa a 1m, con frecuencias centrales de 6,8,

7,5 y 8,2 kHz. Las señales cubren un ancho de banda estrecho, inferior a 100 Hz. Estos sónares son direccionales y emiten en una banda horizontal de una media de 30 grados de inclinación, como un disco que se regula para ser omnidireccional en los 360 grados de la horizontal, o bien limitado a un sector de 120 grados en la dirección del rumbo del barco. Se despliegan desde los buques a profundidades de unos 6-8m (D'España *et al.*, 2006). El ciclo de emisión de los pulsos es alto. Estos sónares se despliegan en los buques de superficie y submarinos. Un ejemplo del sonido de este tipo de sónares se puede encontrar en: <http://www.uboataces.com/ref-sónar-sounds.shtml>

Sónar activo de baja frecuencia / SIAL. Estos sónares son una nueva generación, que opera en frecuencias bajas para ampliar el rango espacial de detección de los submarinos. Emiten tonos modulados por debajo de 700 (500) Hz, con directividad horizontal y ciclos de trabajo altos. Uno de los sónares más importantes de este tipo es el SURTASS LFAS, desarrollado por la Armada de EEUU y cuyo uso es objeto de un controvertido debate público desde hace años, que ha sido llevado a los juzgados por la NFSC. Este sistema está formado por hasta 18 transductores, cada uno con un nivel de emisión de 215 dB re 1 μ Pa a 1 m, lo que resulta en un nivel de emisión conjunta de hasta 240 dB re 1 μ Pa a 1 m (Zimmer, 2003). Aunque los niveles máximos o rms sean similares en este sónar y los de frecuencias medias, la energía emitida es mucho mayor en los LFAS, debido a la larga duración de sus pulsos. Otro sistema de sónares de baja frecuencia, el denominado TVDS, es utilizado por los investigadores de la OTAN y tiene un nivel de emisión de hasta 228 dB re 1 μ Pa_{RMS} @ 1 m (D'Amico, 1998; ZIMMER, 2003; D'SPAIN *et al.*, 2006). Los sónares de baja frecuencia se pueden desplegar desde buques de superficie y desde submarinos, aunque estos usan el sónar activo mucho menos y operan a la configuración de nivel sonoro mínima para lograr sus objetivos tácticos y reducir su detectabilidad acústica. Un ejemplo del sonido de este tipo de sónar puede encontrarse en el siguiente enlace:

<http://www.planetpuna.com/LFAS%20Analysis/LFAS%20Pitch.htm>

Comunicaciones subacuáticas

Los buques militares y submarinos usan sistemas acústicos para comunicarse, aunque existe poca información pública acerca de estos sistemas y se desconoce su uso por la Armada Española. En la Armada de EEUU se utiliza en algunos casos un "teléfono subacuático" que emite a 8-11 kHz y a unos 180-200 dB re 1 μ Pa a 1m (Richardson *et al.* 1995). Se están desarrollando sistemas civiles de comunicación subacuática, como el "ACME" holandés, a fin de prevenir el varamiento de buques en aguas costeras poco profundas y en puertos. El sistema ACME utiliza tonos con frecuencias de alrededor de 12 kHz (Kastelein *et al.* 2005, 2006).

Flota de submarinos en España

España tiene dos importantes puertos navales: El Ferrol y Cartagena. En Cartagena existe una base de submarinos de relevancia internacional y que alberga, aparentemente, ejercicios de forma rutinaria, que se realizan probablemente tanto en aguas nacionales como internacionales del Mediterráneo. La flotilla actual de submarinos española está constituida por cuatro buques de la clase *S-70 Agosta* construidos en la década de los 80, y en la actualidad, según fuentes de la Armada, hay varios programas en curso para potenciar sus capacidades en operaciones navales a través de programas relacionados con

sónares, entre otros. La flotilla participa anualmente en dos misiones de 45 días cada una vinculadas al operativo de la OTAN "Active Endeavour", en el Mediterráneo oriental, además de realizar operaciones de salvamento y rescate, entre otras actuaciones.

Además de estos efectivos, la Armada ha encargado a la empresa Navantia cuatro submarinos, y se prevé que el primer submarino S-80, de los cuatro que Navantia construye para la Armada española, se entregará en 2013 y el último a finales de 2016. El equipo de sistemas de sónar de estos submarinos es responsabilidad de la corporación estadounidense EDO, que ya firmó un contrato de 30 millones de dólares (unos 20,2 millones de euros), mientras que otros sistemas de control de los submarinos serán fabricados por la empresa británica QuinetiQ.

La modernización de la flota de submarinos en España no es un caso aislado, cada vez más naciones poseen submarinos y por tanto sistemas de sónar táctico, tanto en los submarinos como en los buques de superficie que deben ser capaces de localizarlos. Por ello es urgente que se evalúen y apliquen las medidas de mitigación de impacto necesarias para reducir los daños potenciales de estos dispositivos sobre la fauna marina.

Existen sistemas de sónar pasivo que se utilizaron ampliamente a partir de la segunda guerra mundial. Los adelantos técnicos que han permitido diseñar submarinos más silenciosos han impulsado también la tecnología de detección pasiva, que además de sus beneficios ambientales tiene la ventaja de que no informa de la posición del buque a posibles enemigos. Los autores de este trabajo desconocen si la Armada española utiliza las tecnologías de nueva generación en cuanto a sistemas pasivos de detección de buques

III.1.B IMPACTOS SOBRE LA FAUNA MARINA

Varamientos masivos

Uno de los problemas de conservación de los cetáceos que parece haber trascendido más a la opinión pública, en la actualidad, es el de los varamientos masivos coincidentes con maniobras militares. Las especies involucradas en estos varamientos son principalmente de la familia *Ziphiidae* y las causas de los mismos no son aún bien conocidas, a pesar del amplio rango de hipótesis formulado por la comunidad científica (Rommel *et al.*, 2006); estos autores destacan, además, que los zifios no suelen encallar en grupos de forma natural. Las actividades durante las maniobras militares de las que se tiene información tienen como factor común el uso de sónares de media frecuencia (2.8-3.5 kHz) para la detección de submarinos (Simmonds y Lopez-Jurado, 1991; Frantzis, 1998; Balcomb y Claridge, 2001; Jepson *et al.*, 2003; Martín *et al.*, 2004; Fernández *et al.*, 2005; Zimmer, 2003). Sin embargo, en distintas maniobras se utilizaron otros sónares y no puede descartarse que los zifios presenten sensibilidad a otras frecuencias. A este respecto, Martín *et al.* (2004) indican que un varamiento en la isla de La Palma (Canarias) coincidió con un ejercicio de tiro real (hundimiento de un barco). El cuadro más común de este tipo de eventos es que aparecen varios zifios varados, más de 2 y excluyendo madre junto con cría, en ocasiones aún vivos y dispersos a lo largo de kilómetros de litoral, y en un rango de tiempo (no todos juntos). Existe un cuadro lesional común (Fernández *et al.*, 2005) caracterizado por hemorragias multiorgánicas causadas por embolias grasas y gaseosas, que llevan a los animales a la muerte. Las causas de las embolias son aún desconocidas y se plantean varias hipótesis; las dos más apoyadas, y que no son mutuamente

exluyentes, son: i) que los émbolos de gas/grasa se producen por el efecto físico de la fuerte onda de presión acústica creada por los sónares, y ii) que los sónares producen un cambio en el comportamiento de los animales rompiendo su perfil normal de buceo, activando mecanismos patogénicos similares a los descritos en la enfermedad descompresiva severa en humanos y en animales de experimentación. (Jepson *et al.*, 2003; Fernández *et al.*, 2005). La primera hipótesis exige que los animales se encuentren relativamente cerca de los barcos emisores de sónar, dado que la presión acústica tiende a disminuir con la distancia. La segunda hipótesis es apoyada por el hecho de que los zifios son buceadores extremos de profundidad (Tyack *et al.*, 2006), que probablemente llevan al límite sus facultades fisiológicas de forma natural (Aguilar de Soto, 2006; Cox *et al.*, 2006; U.S MMC 2004), por lo que podrían ser más sensibles a alteraciones de las mismas, producidas por respuestas de estrés o escape.

El primer caso conocido en el que se dio un varamiento masivo de zifios simultáneamente a ejercicios navales tuvo lugar en Italia en 1964 y desde entonces ha ocurrido en numerosas ocasiones en distintos sitios del mundo. Entre ellos destaca Canarias, donde al menos siete de estos eventos se han registrado desde 1985 (Simmonds y Lopez-Jurado, *op. cit.*) hasta 2004 (Jaber *et al.*, 2007), lo que convierte al archipiélago en uno de los lugares del mundo con mayor número de mortandades masivas de zifios relacionadas con actividades militares. En Almería también se dió un varamiento masivo inusual en 2006 (Arbelo *et al.*, 2008), coincidente con maniobras navales utilizando sónar, presentando los zifios el cuadro lesional típico de los otros varamientos relacionadas con sónares (Fernández *et al.*, 2005) Aunque se han dado eventos similares en muchas partes del mundo desde los años 80 (ver Anexo IV), se resumen aquí tres ejemplos: Grecia, Bahamas y Canarias, a partir de los cuales los varamientos salieron a la luz pública internacional.

Grecia 1996

Frantzis (1998) recoge los siguientes hechos: durante los días 12 y 13 de Mayo de 1996 vararon doce zifios de Cuvier (*Ziphius cavirostris*) a lo largo de 38,2 km de costa del Golfo de Kyparissiakos, separados una distancia media de 3,5 km. Otro zifio se encontró dos semanas después en la isla de Zakyn-thos, separada 57 km del continente. La necropsia se limitó a un análisis externo y muestreo del contenido estomacal, sangre y piel. No se recogieron los oídos ni muestras para su estudio histológico. El estómago contenía una cantidad variable en todos los casos con contenido fresco, probando que los animales se habían alimentado recientemente, lo que es generalmente indicativo de un buen estado de salud; no se realizó un estudio patológico y no se observaron signos externos del trauma que pudieran provocar el varamiento masivo. El buque de la OTAN "RV Alliance" se encontraba simultáneamente en el área utilizando sónares activos de detección de submarinos de medias y bajas frecuencias; estos últimos similares a los debatidos LFAS o "low frequency anti-submarine sónar" que diversas marinas del mundo están intentando promover en todos los océanos. Teniendo en cuenta datos de los dieciséis años anteriores, se calculó que la probabilidad de que un varamiento en masa ocurriera en este área por causas distintas al uso de los sónares militares sería menor de un 0,07%. Originalmente, se relacionó este varamiento con el uso de los sónares de bajas frecuencias similares a los LFAS, sin embargo, este hecho no fue confirmado y es destacable que las frecuencias de emisión de los sónares de medio rango, que también se utilizaron, coinciden con los varamientos de Bahamas en el 2000 y de Canarias en 2002.

Bahamas 2000

Vararon 17 cetáceos, de los cuales al menos siete murieron, durante los días 15 y 16 de Marzo de 2000, a lo largo de un arco de 240 km en el área norte de las Islas

Bahamas, canal de Providencia (Balcomb y Claridge, 2001). Los animales implicados fueron nueve zifios de Cuvier, tres zifios de Blainville (*Mesoplodon densirostris*), dos zifios inidentificados, dos rorcuales aliblanco (*Balaenoptera acutorostrata*) y un delfín moteado (*Stenella frontalis*); el varamiento de este último se consideró independiente pues varó en una localización muy diferente a la de los zifios y con signos de delgadez. La necropsia realizada mostró la presencia de una enfermedad crónica sistémica debilitante en este animal. Los hechos condujeron a una colaboración entre las autoridades militares y las de conservación de la naturaleza, que establecieron un convenio de investigación para la elaboración de un informe conjunto. Dicho informe (Evans y England, 2001) concluyó que los varamientos se produjeron por la confluencia de factores oceanográficos, biológicos y de los sónares de frecuencias medias utilizados por cinco barcos de la armada norteamericana. A continuación se resume información técnica más relevante de este informe:

Los resultados de las necropsias efectuadas en cinco zifios mostraron que no había evidencias de enfermedades o colisiones previas al varamiento, encontrándose los animales en buen estado físico y con evidencias de alimentación reciente en algunos casos. Sin embargo, los zifios mostraban claros signos de traumas relacionados con causas acústicas, que se evidenciaron mediante los análisis de tomografía computerizada de las cabezas de un zifio de Cuvier y un zifio de Blainville. Se observaron daños en las estructuras auditivas, tales como hemorragias intracocleares bilaterales y unilateral en la región temporal en el espacio subaracnoideo, con coágulos de sangre bilateralmente en los ventrículos laterales. Daños similares se observaron en otras dos cabezas de zifios de Cuvier, aunque su mayor estado de descomposición dificultaba diferenciar las lesiones encontradas de procesos necróticos o autolíticos no lesionales. Sin embargo, la coincidencia de los daños con los encontrados en las primeras dos cabezas (en buen estado de conservación), así como la presencia de sangre en espacios intracraneales aislados, con las membranas del oído interno intactas, confirmó la hipótesis de un origen *pre-mortem* de las lesiones. Los análisis histopatológicos posteriores mostraron, en dos casos de zifios de Cuvier, sangre en el ápice y base de la cóclea, pérdida de neuronas auditivas y tejidos metabólicos, así como colapso del laberinto.

Los sónares utilizados fueron de frecuencias medias, de los tipos AN/SQS-53C y AN/SQS-56 (ver sección III.1.a. para la descripción de estos tipos de sónares). El modelado del proceso de transmisión acústica mostró que, debido a las condiciones oceanográficas, la transmisión del sonido se concentraba en una capa superficial, reflejándose entre esta y la superficie con poca pérdida hacia capas profundas. Los diversos modelos tomando variaciones de transmisión esférica y cilíndrica, así como otros más complejos, ofrecieron los siguientes datos acerca del alcance de las emisiones:

Sónar SQL 53C "Charlie": para intensidades de emisión de 235 dB re. 1 μ Pa 1 m se medirían intensidades de 180 dB re. 1 μ Pa a distancias de 1000 m y de 160 dB re. 1 μ Pa a distancias de 34 km dentro del canal de transmisión en superficie y 10 km fuera del mismo. Para intensidades de emisión mayores de 235 dB re. 1 μ Pa se medirían intensidades de 180 dB re. 1 μ Pa a distancias de 5 km.

Sónar SQL 56: la intensidad descendería por debajo de los 180 dB re. 1 μ Pa a unos 300 m de distancia, con escasa o nula difusión bajo el canal de superficie.

En resumen, se observa que las distancias a las que se alcanzan altas intensidades son mucho menores que el rango espacial cubierto por los varamientos (240 km) de los zifios, que en varios casos llegaron vivos a costa.

Canarias 1985-2004

Se presenta un listado elaborado a partir de los datos de la SECAC (Sociedad para el Estudio de los Cetáceos en Canarias) (Martín *et al.*, 2004), complementado con los datos del varamiento de 2004 recogidos por Fernández *et al.* (2005). Los varamientos son los siguientes, señalándose con un asterisco en los que se confirmó la coincidencia con la realización de maniobras militares y sin asterisco cuando no se consiguió información:

- *5 de Febrero de 1985. Varamiento de diez a doce animales en la costa sureste de Fuerteventura. Especies: zifio de Cuvier y zifio de Gervais (*Mesoplodon europaeus*).
- 1 de Junio de 1986. Varamiento de cinco animales en la costa noreste de Lanzarote. Especies: zifio de Cuvier y zifio de Gervais.
- 4 de Julio de 1987. Varamiento de 3 animales en la costa noreste de Lanzarote. Especie: zifio de Gervais.
- *25 y 26 de Noviembre de 1988. Varamiento de tres zifios de Cuvier y un zifio calderón de hocico boreal (*Hyperoodon ampullatus*) en el sur de Fuerteventura. Varamiento de dos cachalotes enanos (*Kogia simus*) al noreste de Lanzarote.
- *19 de Octubre de 1989. Varamiento de tres zifios de Gervais, dos zifios de Blainville y quince zifios de Cuvier en las costas de Fuerteventura.
- *11 de Diciembre de 1991. Varamiento de dos zifios de Cuvier en Tazacorte (oeste de La Palma) tras el ejercicio naval de hundimiento del buque "Churruca".
- *24-27 Septiembre de 2002. Varamiento de 14 zifios en Fuerteventura y Lanzarote, de las especies zifio de Cuvier, zifio de Blainville y zifio de Gervais. Los hechos se produjeron de forma simultánea a las maniobras aeronavales "Neo Tapón" y los análisis anatomopatológicos, realizados por la Facultad de Veterinaria de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, señalan la relación de la muerte con causas acústicas.
- *22-28 Julio de 2004. Varamiento de cuatro zifios de Cuvier e inidentificados en Fuerteventura y Lanzarote, coincidente con las maniobras militares "Majestic Eagle 04" realizadas a unas 100 millas náuticas al noreste de Canarias. Las autoridades militares afirmaron haber aplicado medidas de precaución para proteger la fauna marina durante el curso de los ejercicios navales.

En el varamiento de 2002 las maniobras se realizaron con participación de buques de diversas nacionalidades y varios utilizaron sónares de detección de submarinos. Entre ellos, el buque norteamericano *Mahan* utilizó los mismos sónares SQ53 y SQ56 relacionados con la mortandad registrada en Bahamas. Los estudios anatomopatológicos desarrollados (Fernández *et al.*, 2005) no sólo obtuvieron resultados similares a los de Bahamas, sino que los ampliaron significativamente, al comprobar que en los animales se detectaban embolias grasas y gaseosas en diversos órganos, que fueron producidas *pre-mortem* y causaron las fuertes hemorragias observadas en los zifios varados en el evento. Los autores apuntan que las lesiones son consistentes con el denominado "síndrome de descompresión", aunque señalan que no es el único diagnóstico posible.

A partir de la difusión pública de los análisis de estos estudios sobre varamientos masivos, que apuntan por contexto a las maniobras militares como causantes de las mortandades, se ha aumentado el esfuerzo de identificación de las causas de varamientos masivos de zifios. Así, la lista de mortandades de este tipo coincidentes con ejercicios navales se ha incrementado considerablemente en el mundo, destacando el análisis realizado en Japón, donde se ha evidenciado la concentración clara de varamientos masivos de zifios en las cercanías de una base naval de la OTAN (Anexo IV). Es destacable que, además de los varamientos de zifios, se han registrado en los últimos años mortandades y claros cambios de comportamiento, simultáneas a ejercicios navales, involucrando a otras especies de cetáceos (Congress Report to EEUU, 2005).

Un único caso reciente de varamientos vivos de dos cachalotes enanos (*Kogia simus*), calderones comunes (*Globicephala melas*) y un rorcual aliblanco en Carolina del Norte (2005) fue descrito como un "evento de mortalidad inusual". Una posterior investigación del caso no podía ni establecer ni descartar una correlación entre las ejercicios militares en alta mar y el incidente de varamiento (HOHN *et al.* 2006).

Una incertidumbre similar resultó después de un caso de 14 marsopas (*Phocoena phocoena*) varadas tras el empleo de un sónar militar de frecuencia media al este del Estrecho de Juan de Fuca y el Estrecho de Haro en el Estado de Washington, EE.UU., en 2003. No se identificaron lesiones compatibles o a favor del diagnóstico de trauma acústico en ninguno de los 11 delfines que fueron examinados. Sin embargo, el avanzado estado de descomposición de los animales dificultó la interpretación patológica de la causa de la muerte en la mayoría de los individuos, de modo que lesiones compatibles con un trauma acústico podrían haber sido difíciles de interpretar o oscurecidas (Norman *et al.* 2004). NMFS (2005) concluyó: "Ninguna de las necropsias reveló la presencia de trauma acústico, aunque la descomposición *post mortem* obstaculizó el análisis (...) No se sabe si la reacción de comportamiento a las transmisiones de sónar el 5 de mayo 2003 fue la responsable de los varamientos de marsopas en la zona en los días siguientes"

IMPACTOS DE SÓNARES DE BAJA FRECUENCIA

Experimentos con buceadores humanos demuestran que, además de los daños a órganos de recepción acústica, la exposición a sonidos de alta intensidad puede producir otras afecciones, principalmente cerebrales, de mayor seriedad y persistencia que los cambios en el umbral de sensibilidad auditiva. No existen datos para establecer el grado de paralelismo entre los mecanismos de afección del sonido a seres humanos y a otros mamíferos. Aunque la especialización de los cetáceos y pinnípedos al buceo conlleva excepcionales adaptaciones fisiológicas, se desconoce si estas influirán en la sensibilidad de su cerebro y otros órganos ante sonidos de alta intensidad. Por ello, y sin datos que demuestren lo contrario, es razonable considerar que los resultados de experimentos del impacto del sonido, en buceadores humanos, serán indicativos de los impactos potenciales a mamíferos marinos en libertad. En base a ello, a continuación se aportan datos sobre estos estudios.

Afecciones fisiológicas del sonido de baja frecuencia a buceadores humanos.

Existen estudios que demuestran que el sonido de baja frecuencia en el medio marino puede afectar psicológica y fisiológicamente a buceadores humanos. Estos impactos fueron revisados por SACLANTCEN (1998) e incluyen: i) afección a receptores táctiles epiteliales (los corpúsculos de Paccini, con picos de sensibilidad a frecuencias de 250 Hz) lo que produce sensación de cosquilleo y adormecimiento en la piel; ii) vibraciones de gases en el tracto gastrointestinal, provocando dolores; y iii) otros efectos,

tales como resonancia arterial, hemorragias pulmonares, ansiedad o pánico. La Armada Norteamericana ha estudiado intensivamente estos efectos para sonidos a frecuencias entre 100 y 500 Hz, de los sónares activos de bajas frecuencias (SURTASS-LFAS) (véase: Clark *et al.*, 1996; Schlichting *et al.*, 1996; Fothergill *et al.*, 1998; Sims *et al.*, 1998; Stevens *et al.*, 1999). Sus conclusiones son que el efecto de los sonidos es dependiente de su frecuencia y del nivel recibido por los buceadores. Así, intensidades superiores a los 160 dB re 1 μ Pa para el rango 100-320 Hz resultaron críticas para buceadores con entrenamiento militar. Fothergill *et al.* (2001) realizaron pruebas similares, en buceadores recreativos con distintos niveles de experiencia, que redujeron a 145 dB re 1 μ Pa el límite crítico de exposición a bajas frecuencias. Por encima de estas intensidades, los niveles de estimulación aversiva provocaron pánico y las cavidades aéreas presentaron un nivel de vibración suficiente como para generar daños en los tejidos o traumatismos. Varios estudios (Parvin y Nedwell, 1995; Schlichting *et al.*, 1996; Verrillo *et al.* 1996; Sims *et al.* 1998) coinciden en que las frecuencias más bajas (en el rango 100-250 Hz) generan la máxima percepción de vibraciones en cavidades aéreas, manos y pies del organismo humano.

Un estudio realizado por Stevens *et al.* (1999), con buceadores de la Marina Norteamericana, demostró que la exposición a distintos sonidos no afecta igual a todos los individuos. Algunos buceadores registraron cambios en el umbral de sensibilidad acústica antes que otros y, lo que es más, los cambios de sensibilidad acústica (TTS) desaparecieron rápidamente, mientras que otros impactos, nerviosos, fueron persistentes hasta pasados tres meses tras la exposición al estímulo sonoro. Estos efectos nerviosos y auditivos se registraron, en algunos casos, a pesar de que el buceador había calificado subjetivamente la sonoridad del sonido como media-baja. Los sonidos experimentados en este estudio fueron de dos tipos: a) frecuencia de 100 Hz y nivel recibido de 160 dB re 1 μ Pa; b) frecuencia de 1 kHz y nivel recibido de 181 dB re 1 μ Pa. Cada buceador recibió una exposición de 15 minutos a uno de estos sonidos, que provocó un impacto a nivel cerebral, por estimulación coclear, o por transmisión directa de las ondas de sonido o vibraciones desde el agua, generando un cuadro típico de traumatismo craneoencefálico menor (confusión mental durante y tras la exposición al estímulo, somnolencia, dificultad de concentración, dolor de cabeza y artefactos en la visión). El mismo estudio también demostró un impacto a nivel de los órganos del equilibrio (otolitos) y disfunción vestibular, generando pérdida del equilibrio, desorientación y artefactos en la visión.

Reacciones de otras especies de fauna silvestre al sónar

La exposición a 193 dB_{RMS} re 1 μ Pa del sistema Sónar SURTASS LFA de Marina de EE.UU. durante 324 segundos, resultó en un cambio temporal del umbral de sensibilidad acústica (TTS) de 20 dB a 400 Hz en la trucha arco iris, con menores cambios de umbral de sensibilidad a otras frecuencias. El TTS fue de 6-12 dB en el bagre a 200-1000 Hz. Los peces se recuperaron tras varios días y no hubo otros daños evidentes. Sin embargo, ambas especies mostraron respuestas consistentes de sobresalto (Popper *et al.*, 2005).

IMPACTOS DE EXPLOSIONES

Aunque es difícil realizar experimentos sobre el impacto del sonido en grandes ballenas, se han encontrado daños en los oídos de yubartas varadas tras explosiones submarinas (Ketten *et al.*, 1990), desconociéndose la distancia a la que las yubartas se encontraban de las explosiones y por tanto los niveles que recibieron.

Hay múltiples experimentos del impacto de las explosiones sobre la fauna íctica, habiéndose observado mortandades de diversas especies de peces a distintos rangos de la explosión, según las cargas utilizadas y el tamaño de los peces; parece ser que los peces más pequeños son más sensibles al impacto de las ondas de choque (USACE, 1999).

Se han registrado mortandades de tortugas causadas por explosiones (revisado en Keevin y Hemper, 1997). Dos tortugas verdes (*Chelonia mydas*) murieron tras la detonación de 9kg de explosivos C-4 en aguas abiertas por la US Navy, las necropsias mostraron daños internos extensivos, principalmente en los pulmones. Tres tortugas fueron expuestas inintencionadamente a un shock test que utilizó 544kg de TNT a 37m de profundidad y dañó a una tortuga a unos 200 m, a otra a unos 370 m y aparentemente no directamente a la tercera, a unos 600 m. No existen datos de la recuperación de impactos subletales, que podrían tener efectos más extensos, en cuanto al número de tortugas afectadas, que las muertes directas de las tortugas más cercanas a las explosiones.

Las explosiones submarinas en aguas abiertas tienen mayor impacto (para el mismo explosivo) que si la detonación se realiza en roca (Landsberg, 2000). Esto se debe a que en aguas abiertas no hay nada que contenga a la onda expansiva. Las cargas submarinas de torpedos, pruebas de choque, etc, suelen ser en aguas abiertas, por lo que se prevé que su impacto pueda ser grande sobre la fauna cercana. Existen más documentos accesibles sobre los impactos de las explosiones relacionadas con actividades de desinstalación de plataformas de hidrocarburos y con construcciones marinas, dado que estas actividades realizan estudios de evaluación de impacto ambiental en muchos países. Se presenta más información acerca de estos impactos de detonaciones en los apartados III.2 (Hidrocarburos) y III.3 (Construcciones)

IMPACTOS DE LOS SISTEMAS DE COMUNICACIÓN

Se observó que focas comunes mostraron reacciones de molestia a transmisiones simuladas de una red de comunicación acústica subacuática ("ACME") alejándose nadando de la fuente de sonido durante el experimento. Los niveles de sonido equivalentes recibidos (valores medios temporales con el ciclo de trabajo incorporado) fueron de más de 107 dB re 1 μ Pa (L_{eq}) sumando las potencias de las señales en dos bandas de 1/3-octava entre 10 y 12,5 kHz (Kastelein *et al.*, 2006).

III.1.C. MEDIDAS DE MITIGACIÓN

Existen convenios internacionales, como la OTAN, y en particular su centro NURC en el Mediterráneo, que han desarrollado protocolos de actuación estandarizados, con medidas de mitigación del impacto del sónar sobre buceadores humanos y fauna marina. Sin embargo, la Marina de cada país decide las medidas de mitigación de impacto de sus actividades independientemente, de acuerdo a su legislación ambiental nacional. En caso de ejercicios conjuntos de varias nacionalidades, las medidas de mitigación comunes dependerán de la decisión del coordinador de las maniobras y de la nacionalidad de las aguas en las que estas se realicen. En la Tabla III.1.1 se aportan ejemplos de las medidas de mitigación del sónar táctico ya aplicadas por las armadas de distintos países.

Las medidas de mitigación que parecen más efectivas son las de evitar zonas conocidas de alta densidad de avistamientos de zifios o donde se hayan registrado varamientos masivos previos. Así, desde la declaración de la Moratoria al uso del sónar a 50 mn de Canarias, en 2004, no se han registrado nuevos varamientos masivos atípicos

de zifios. Esto es una mejora muy significativa sobre los, al menos, siete varamientos masivos relacionados con maniobras navales en las dos décadas anteriores. Sin embargo, evitar zonas costeras no garantiza que no se produzcan impactos sobre poblaciones de zifios, u otras especies sensibles, en aguas más oceánicas. Estos impactos podrían pasar desapercibidos al no observarse varamientos. Por ello es importante desarrollar, de forma paralela, investigación sobre las áreas donde se plantea localizar maniobras navales que impliquen el uso de sónar o explosiones submarinas. Estas medidas deben ir acompañadas de un protocolo estricto de detección de fauna silvestre, y de actuación en caso de detección, durante el desarrollo de las maniobras, que reduzca las posibilidades de producir daños a la fauna.

Con respecto a las explosiones, se deben aplicar protocolos similares a los expuestos en la tabla de mitigación de los sónares, pero es posible además aplicar otro tipo de medidas. El Cuerpo de Ingenieros de la Armada de EEUU (USACE 1996) ha experimentado con el uso de cortinas de burbujas para reducir el impacto de las ondas expansivas sobre los peces.

Tabla III.1.1. Relación de medidas de aminoramiento de impacto del uso del sónar sobre la fauna marina, desarrolladas por varias nacionalidades. RAN-Aus: Marina Real Australiana; NURC: Centro de la OTAN del Mediterráneo (Liguria); RN-UK: Marina Real de Reino Unido. EIA: Evaluación de Impacto Ambiental. Datos cortesía de Dolman *et al.* (2007). Las medidas se definen en la sección III

Medida	RAN-Aus	Canada	Francia	Italia	Noruega	NURC	España Canarias	RN-UK	EEUU Hawaii	Maniobras EEUU-UK (desde 2006)
FASE DE PLANIFICACIÓN										
EIA	Si	No	No	No	No	Si	No	Si	Si	Si
Investigación	No	No	No	No	Si	No	Si	No	Si	No
Selección áreas	Si	No	Si	Si	Si	Si	No	Si	No	Si
Exclusión costera	Si	No	No	No	No	No	Si	No	Si	Si
Exclusión áreas específicas	Si	No	No	Si	No	No	Si	Si	Si	Si
FASE DE OPERACIÓN										
Zona de exclusión	Si	Si	Si	Si	Si	Si	Si	Si	Si	Si
Zonas amortiguamiento	Si	No	No	Si	No	No	No	No	No	No
Sistema detección	Si	Si	No	Si	Si	Si	No	Si	No	No
Muestreos pre-post	Si	No	Si	Si	Si	Si	No*	Si	Si	Si
Observadores entrenados	No	No	No	No	No	No	No*	Si	Si	Si
Visibilidad	Si	Si	No	No	No	Si	No*	Si	Si	No
Monitoreo acústico pasivo	Si	Si	Si	Si	Si	Si	No*	Si	Si	Si
Uso mínimo fuente	No	Si	No	No	Si	Si	No*	No	Si	Si
Condiciones ambientales	No	Si	No	No	No	Si	No*	No	Si	Si
Comienzo gradual emisión	No	Si	Si	Si	Si	Si	No*	No	Si	No
Retraso si se observan cetáceos	No	No	No	No	Si	Si	No*	No	No	No
Reducción potencia si se observan cetáceos	No	No	Si	No	Si	Si	?	Si	Si	Si
Sónar off si se observan cet.	Si	Si	Si	No	Si	Si	?	Si	Si	Si
Red de varamientos	No	Si	No	No	No	Si	?	No	Si	Si
ESPECIES PARA LAS QUE SE MITIGA										
Todos los mamíferos marinos	No	Si	Si	Si	Si	No	??	Si	Si	Si
Hembras-cría	Si	No	No	No	No	No	?	No	Si	No
Otras especies	Si	No	No	No	Si	No	?	Si	No	No
FASE DE EVALUACIÓN Y REPORTE										
Informe actividades	Si	Si	No	No	No	Si	?	Si	Si	Si

* Modificado de Dolman *et al.* (2007) para este trabajo tras consultar con fuentes de la Armada Española

Tras los últimos varamientos masivos en las Islas Canarias en 2002 y 2004, el Ministerio de Defensa Español impuso una moratoria sobre el uso de los sónares militares activos dentro de 50 millas náuticas del Archipiélago. Este es un paso importante y una medida de prevención pionera para tratar de reducir el impacto de la actividad militar en una zona conocida por sus poblaciones de zifios. Sin embargo, podría no ser suficiente para cumplir con este fin, debido a las razones siguientes:

- La distancia máxima entre cada uno de los zifios varados en un solo suceso en Canarias fue > 80 nm (millas náuticas);
 - El ejercicio militar naval 'Majestic Eagle' 2004 se realizó a unas 100nm al NE de Lanzarote y se registraron varamientos de zifios en Lanzarote y Fuerteventura;
 - El paso de buques a posibles zonas de ejercicios navales cerca de Canarias puede implicar el uso del sónar, sobre todo si los buques no son españoles. Se desconoce la disciplina a la moratoria española por parte de buques de otras nacionalidades. Sería importante informarles a través de los avisos a los navegantes, para que consideren la moratoria cuando naveguen en aguas internacionales dentro del perímetro de las 50 millas náuticas alrededor del Archipiélago.
 - Existe una gran escasez de datos sobre la distribución de los zifios en aguas oceánicas del perímetro del archipiélago, por lo que es necesario evaluarlo adecuadamente para verificar si las poblaciones de Canarias están asociadas al talud o se reparten por la llanura abisal.

En octubre de 2004, el Parlamento Europeo aprobó una resolución pidiendo una moratoria sobre la operación del "sónar militar activo de alta intensidad". La resolución expresa su preocupación por los varamientos y muertes asociadas con el uso del sónar de frecuencia media, e insta a los Estados miembros a elaborar acuerdos internacionales para regular los niveles de ruido en los océanos, y a vigilar, investigar y informar de eventos de mortalidad asociadas con el uso de este sónar, para restringir el uso de sónares de alta intensidad activos y para evaluar los impactos ambientales de los despliegues militares actuales en las aguas europeas. La urgencia en impedir nuevas mortalidades cuenta con el apoyo de las Armadas, debido a su voluntad de cumplir con la seguridad medioambiental y por razones operativas, por ejemplo, el Grupo Militar de Oceanografía de la OTAN (2005), declaró que "a menos que pueda demostrarse claramente que están tomándose las medidas razonables para evitar daños a los mamíferos marinos, los grupos de presión usarán presión legal y/o política para detener el uso del sónar activo".

En este contexto, los conocimientos científicos pueden contribuir a desarrollar un protocolo de mitigación realista para reducir la mortalidad. Este protocolo debe incluir al menos las siguientes acciones:

- Evitar las zonas de alto riesgo por registros de presencia de zifios u otras especies potencialmente sensibles de mamíferos marinos;
 - Mantener equipos de observadores independientes en los buques con sónar, limitar las actividades de riesgo a las horas de luz del día y a las condiciones ambientales adecuadas a la vigilancia visual;
 - Realizar censos aéreos en la zona de ejercicio antes, durante y después de las maniobras, con base en los barcos de la armada y realizados por observadores independientes entrenados;
 - Utilizar equipos de detección acústica de una manera eficaz, basada en modelos de detección acústica validados para las condiciones locales

Los zifios pasan sólo el 8% de su tiempo visibles en la superficie, con una duración media de los intervalos de superficie de 2 minutos, lo que hace difícil la detección visual (Aguilar Soto, 2006). Esto es sobre todo cierto cuando la fuerza del viento aumenta por encima de Estado Beaufort 3. La reciente descripción de las vocalizaciones de dos especies de zifios y los chasquidos característicos que producen, de frecuencia modulada, muy diferentes a los de otros cetáceos, abogan por una combinación de métodos de detección visual y acústica (Johnson *et al.*, 2007). Sin embargo, los zifios estudiados son vocalmente activos durante un 18 al 25% del tiempo y a profundidades de más de 200-500 m, alrededor de 30 minutos cada dos horas (Aguilar Soto, *op. cit.*; Tyack *et al.* 2006), lo que debe incluirse en los protocolos de detección acústica para garantizar su efectividad.

-III.2-

EXPLORACIÓN Y EXPLOTACIÓN DE HIDROCARBUROS



III.2.A CARACTERÍSTICAS DE LAS FUENTES

Sondeos sísmicos con pistolas de aire comprimido

Los estudios sísmicos constituyen el método más empleado en la actualidad para el conocimiento de las estructuras geológicas que forman el subsuelo marino. El objetivo de estos estudios es obtener una representación de estas estructuras, o levantamiento sísmico, mediante el análisis de las características de propagación del sonido a través de las mismas. Para ello se utiliza un barco sísmico, que despliega el equipamiento de exploración por su popa. Este equipo varía según sea el objetivo de la prospección sísmica, pero normalmente se compone de un sistema de cañones de aire comprimido (airgun array), que emite intensos pulsos acústicos, y de sistemas de hidrófonos (micrófonos submarinos) que recogen los ecos que se producen en el fondo marino. Estos hidrófonos son arrastrados con dispositivos denominados 'streamers' (cables de arrastre), que se mantienen a flote a través de un sistema de boyas y que tienen kilómetros de longitud. Los ecos recibidos son grabados y procesados a bordo para producir mapas tipo sismógrafo, que plasman las estructuras marinas. Por ejemplo, un fondo de roca dura es altamente reflectante del sonido y originará colores oscuros; una bolsa de gas deja pasar el sonido y originará colores claros. El buque sísmico arrastra por la popa los sistemas sísmicos mientras navega, a velocidad moderada, a lo largo de transectos (líneas) de muestreo, que en conjunto cubren el área de estudio. La separación entre los transectos de muestreo depende de la profundidad del área. Una descripción típica de las emisiones es la siguiente: "Los disparos de aire serán producidos a intervalos de 10 segundos, cada 25 metros en longitud de navegación con una velocidad aproximada de 4,5 nudos, lo que determina una densidad de 133 disparos por km² (...) Las actividades se realizan durante las 24 horas del día en 35 días de muestreo efectivo" (PETROENAP). El funcionamiento típico de un barco sísmico industrial se presenta en la Figura III.2.1.



Figura III.2.1. Izquierda: esquema de prospección sísmica 3D; centro: barco sísmico arrastrando un sistema de cañones de aire comprimido compuesto por varios grupos de cañones para obtener datos 3D; derecha: cañón (o pistola) de aire comprimido ("airgun"). Imágenes tomadas de PETROENAP, Abrus Cia EIA. Los cables de arrastre de hidrófonos de este proyecto tenían una longitud de 9 km.

Además de para la prospección (exploración) de depósitos de hidrocarburos (petróleo y gas), los sondeos sísmicos se utilizan para la investigación geofísica de las formaciones geológicas marinas, incluyendo la extensión de la corteza continental, con el fin de delimitar la Zona Económica Exclusiva ZEE de los países. Sin embargo, la caracterización batimétrica de la ZEE no requiere realizar prospecciones sísmicas con cañones de aire comprimido, sino del uso de otro tipo de sónares, tipo multihaz o pinger. En la actualidad existen alrededor de 90 buques de exploración sísmica industrial para

prospección de hidrocarburos, que operan en todo el mundo (IWC, 2006). A estos se suman los buques de investigación, que realizan estudios sísmicos en numerosas ocasiones, aunque normalmente con sistemas más pequeños que los barcos industriales, y los buques sísmicos utilizados para la delimitación administrativa de la plataforma continental (extensión de la ZEE). El diseño de los sistemas de pistolas de aire comprimido, y por tanto su producción acústica, se correlaciona con el objetivo de cada buque. En muchos casos las prospecciones combinan el uso de los sistemas de cañones ('*airgun array*') con otros dispositivos acústicos, tipo '*sparker*', '*boomer*', '*vibroseis*', etc, operando a distintas frecuencias y profundidades. Antiguamente se utilizaban explosivos para realizar las prospecciones sísmicas marinas, pero esta práctica ha sido desplazada hace décadas por su enorme impacto ambiental y coste para las empresas. Este apartado se centra en los sistemas de cañones sísmicos; los demás dispositivos se describen en apartados posteriores.

La capacidad de las pistolas de aire comprimido puede variar desde 0,16 a casi 33 litros (Richardson *et al.*, 1995), aunque en la industria se suele especificar en pulgadas cúbicas (inch^3 o in^3), siendo la equivalencia de 1 litro = 61 inch^3 . El conjunto de cañones que forma el array puede sumar un total de 8.000 inch^3 en total, pero típicamente oscilan entre 2.000 a 4.000 inch^3 y contienen unos 30 cañones de aire comprimido (entre 12 y 48) (Caldwell y Dragoset, 2000). La emisión de los cañones del sistema se produce de forma simultánea, para sumar su potencia. Emiten los disparos al liberar abruptamente el aire comprimido y están diseñados para producir energía de baja frecuencia, dirigida principalmente hacia abajo (Caldwell y Dragoset, op. cit.). Existe una dependencia física entre la frecuencia y la absorción/atenuación del sonido: cuanto menor es la frecuencia, menor es la absorción del sonido por las moléculas de agua y por tanto más energía se puede transferir por las ondas acústicas, lo que resulta en una mayor penetración de los sedimentos. El sonido viaja hacia abajo a través de la columna de agua, penetra en el fondo marino y es reflejado hacia la superficie, donde los ecos se recogen por los hidrófonos arrastrados. La profundidad de penetración de las exploraciones sísmicas industriales en la corteza terrestre es de hasta 15.000 pies (aprox. 5 km) para sondeos de petróleo y 20.000 pies para yacimientos de gas (IWC, 2006). Esto indica las grandes distancias a las que los pulsos sísmicos pueden ser detectados por la fauna marina.

La mayor parte de la energía de los pulsos sísmicos es en bajas frecuencias, principalmente por debajo de 200-250 Hz, con su energía más fuerte entre 10-120 Hz, y con un pico de energía alrededor de los 50 Hz (Dragoset, 1990; Richardson *et al.*, 1995; Gausland, 2003; Tolstoy *et al.*, 2004). Sin embargo, hay evidencia de que también emiten a frecuencias más altas. Estas frecuencias medias-altas, hasta ~ 1 kHz, y emisiones adicionales de hasta 20 kHz (Goold y Fish, 1998, 1999; Madsen *et al.* 2006) o hasta 50 kHz (Sodal, 1999) constituyen una contaminación acústica no deseada por los emisores, puesto que no son de interés para el análisis sísmico, al transmitirse principalmente cerca de la superficie. Debido a esto, las frecuencias altas se quedaron fuera de los filtros de análisis en el pasado, cuando la industria describió los niveles de emisión y las características de propagación de las fuentes sísmicas. Sólo recientemente se han re-examinado los perfiles característicos ('firma acústica') de emisión de cañones de aire individuales (60 inch^3 y 250 inch^3) de manera sistemática, incluyendo las emisiones de alta frecuencia, con resultados que muestran una producción considerable de energía de hasta 150 kHz en frecuencia (Goold y Coates, 2006). Estas frecuencias altas sufren más absorción por el agua y por tanto el rango espacial de afección es mucho menor que los cientos de kilómetros a los que pueden detectarse las frecuencias bajas de la sísmica.

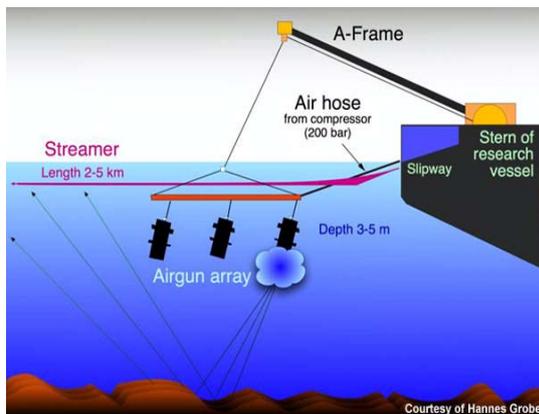


Figura III.2.2: *Izquierda:* Dibujo esquematizado del funcionamiento de una prospección sísmica, con un sistema de cañones de aire comprimido que emite señales acústicas y un sistema de hidrófonos, de varios kilómetros de longitud, que las recogen y transmiten al barco. *Derecha:* ejemplo de pistola o cañón de aire comprimido de gran calibre.

Dado que las emisiones individuales de cada cañón de aire comprimido se suman para dar una señal conjunta de mayor potencia, y dado que las pistolas están separadas entre sí espacialmente varios metros (cada una puede medir más de 1m), es difícil medir directamente el nivel de emisión conjunto. Para estimar este nivel nominal de emisión del sistema se realizan cálculos a partir de mediciones a distancia, asumiendo que el sonido se ha transmitido de forma esférica desde un punto virtual en el centro del array y, por tanto, ha perdido 6 dB de intensidad acústica cada vez que se dobló la distancia (por ejemplo, una grabación a 200 m con un nivel recibido de 200 dB re 1 μ Pa se traduciría en un nivel nominal de emisión de 246 dB re 1 μ Pa @ 1 m). Los niveles de emisión reales, si se midieran junto a cada pistola (en el "campo cercano" del sistema), son algo menores que el valor nominal retro-calculado (Caldwell y Dragoset, 2000). El sistema sísmico está diseñado para que la mayor parte de la energía se dirija direccionalmente hacia el fondo marino, por lo que los niveles en las otras direcciones se suponen menores. El nivel vertical nominal de emisión, en el eje vertical, para los sistemas de cañones sísmicos puede alcanzar valores de hasta unos 260 a 262 dB (p-p) re 1 μ Pa @ 1 m. Este nivel disminuye a medida que la dirección de propagación vira desde vertical (hacia el fondo) a la horizontal (hacia los lados del array), principalmente para las frecuencias bajas, en las que se reduce en alrededor de 20-60 dB (dependiendo de las dimensiones y colocación espacial de las pistolas). Por el contrario, las frecuencias medias-altas se transmiten mejor en el plano horizontal. (Parkes y Hatton 1986, Caldwell y Dragoset, 2000).

La potencia de los sistemas sismográficos en general ha ido en aumento durante las últimas décadas, dado que se realizan prospecciones cada vez a mayores profundidades que requieren mayor potencia para llegar al fondo (Barlow y Gentry, 2004). En las últimas décadas, los cañones de aire comprimido son las fuentes de sonido antropogénico con las emisiones más altas de energía hidroacústica, aparte de los explosivos. Los sondeos sísmicos contribuyen más energía acústica anualmente a los océanos del mundo que cualquier otra fuente antropogénica en uso actualmente. Los pulsos acústicos de los disparos sísmicos se pueden escuchar rutinariamente a cientos de kilómetros, llegando a distancias de miles de kilómetros cuando se difunden por 'canales de sonido' naturales, existentes en los océanos debido a los cambios de temperatura en la columna de agua. Por ejemplo, los sistemas autónomos de grabación acústica instalados en la Cordillera Meso-Atlántica por el gobierno de EEUU mostraron grabaciones durante todo el año de

pulsos sísmicos, principalmente desde finales de primavera hasta el otoño. Estas grabaciones proceden de estudios sísmicos que tienen lugar por lo general a más de 3.000 kilómetros de distancia. Estos datos demuestran la importante contribución que los pulsos sísmicos realizan al ruido ambiente del océano, a bajas frecuencias, al menos en el Atlántico Norte (Nieurirk *et al.*, 2004).

A la hora de describir la transmisión de los pulsos sísmicos con la distancia es importante recordar que los ecos de los pulsos, producidos por el fondo, se dirigen a superficie y allí vuelven a reflejarse, en la interfase agua-aire, hacia el fondo, pudiendo reproducirse esta doble reflexión varias veces. Además, parte de la energía acústica, la de menor frecuencia, se transmite a través del propio fondo a grandes distancias. Por ello, un receptor situado a una distancia del barco sísmico recibe un pulso, compuesto a su vez por varios sub-pulsos correspondientes a los ecos en el fondo y superficie mencionados. Además, se crean, entre estas ondas de viaje de los ecos, zonas de concentración de la energía acústica (donde las ondas coinciden) y su contrario, de menor energía (donde las ondas de los ecos no llegan). Esto origina fenómenos poco intuitivos en los que un receptor puede recibir mayor nivel, a mayor distancia del barco sísmico, que otro situado más cerca del barco, si por casualidad el primero se localiza en una zona de concentración. Estos fenómenos teóricos se pueden modelar si se conocen las propiedades de las masas de agua y del fondo marino en el área de estudio, y se han comprobado experimentalmente. Por ejemplo, un estudio en el Golfo de México, acerca del impacto de los pulsos sísmicos en los cachalotes (*Physeter macrocephalus*), demostró que los niveles de sonido recibidos en hidrófonos adheridos a cachalotes, localizados a 2 y 12 km de distancia del barco sísmico, fueron idénticos (162 dB_{p-p} re 1μPa /127 dB re 1μPa²s), con un espacio de menor nivel sonoro a distancias intermedias (Madsen *et al.* 2006; Figura III.2.3). El fenómeno citado de creación de zonas de convergencia y de sombra acústica, debe ser considerado a la hora de evaluar los efectos de los pulsos sísmicos. Para ello es importante realizar un análisis y descripción detallados de las condiciones ambientales en el área/época de muestreo sísmico (perfil de la velocidad del sonido en la columna de agua, profundidad del agua, características del fondo marino).

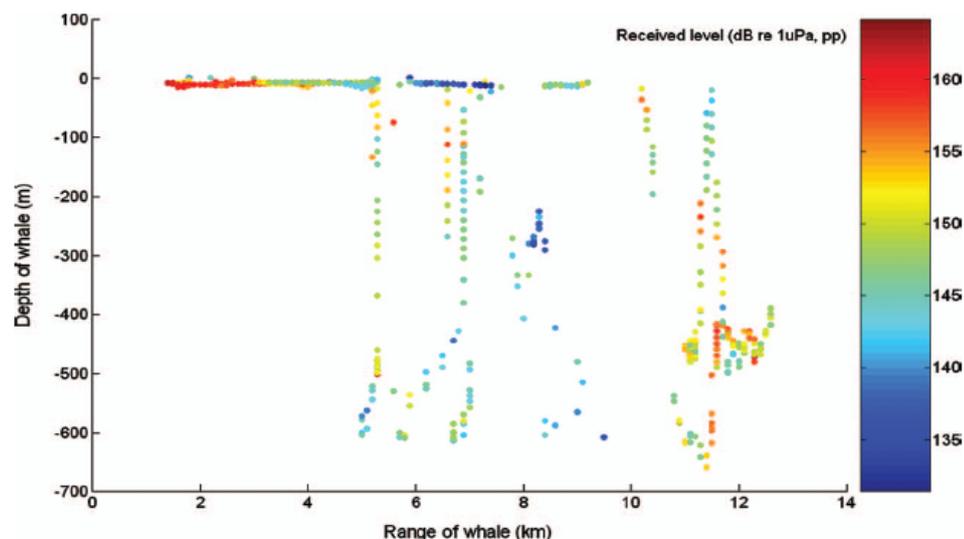


Figura III.2.3. Perfil de inmersión de un cachalote con un hidrófono miniaturizado adherido al lomo y expuesto a pulsos sísmicos a diversas distancias del barco emisor. En el eje vertical se indica la profundidad del cachalote, en el horizontal la distancia al barco y los colores representan el nivel sonoro de los pulsos recibidos. Se observa como a 2 y

12 km hay pulsos rojos, de alta intensidad, mientras que a distancias intermedias el nivel es menor, demostrando la existencia de zonas de convergencia de las ondas de presión acústica y zonas de sombra de menor presión. Figura de Madsen *et al.* (2006)

Recientes exposiciones controladas de ruidos, a mamíferos marinos, también pusieron de manifiesto la transmisión de frecuencias a partir de conjuntos de pistolas sísmicas de hasta 3 kHz, con un punto de corte final dado por la frecuencia de muestreo de los hidrófonos, en 15 kHz (Madsen *et al.* 2006), 10 kHz y 45 kHz (DeRuiter *et al.* 2006), y 100 kHz (Bain y Williams, 2006). Se ha observado que estos sonidos de frecuencias más altas se difunden horizontalmente fuera de eje del conjunto de pistolas (IAGC 2002; Madsen *et al.* 2006; DeRuiter *et al.* 2006). A distancias mayores, el impulso sonoro alcanza una duración mucho más larga (Verde y Richardson, 1988) y un espectro de frecuencias diferente (Richardson *et al.* 1995; Goold y Fish 1998). La difusión horizontal de sonido de un mayor número de pequeñas pistolas de aire comprimido en un conjunto podría ser menor en comparación con la de un número menor, más grandes pero con el mismo volumen total, mientras que la relación de presión sonora máxima al nivel de salida es inversa (Dragoet, 2000). Tolstoy *et al.* (2004) publicaron los resultados de un estudio de banda ancha (0-20 kHz) de calibración para diferentes configuraciones de arreglo de pistolas usados en el R/V 'M. Ewing'. Las mediciones se realizaron en el Golfo de México en aguas someras (~ 30 m) y profundas (~ 3200 m) y con hidrófonos de grabación localizados a 18 m y 500 m en las zonas someras y profundas, respectivamente. Se mostraron dos espectros de amplitud de las señales sísmicas recibidas a distancias de 2,8 km (aguas profundas) y 3,7 km (aguas someras) con un rango de niveles de pico espectral de 140-150 dB re 1 μ Pa / Hz por debajo de 100 Hz. Los niveles espectrales disminuían a frecuencias por encima de 100 Hz y estaban a alrededor de 40 dB re 1 μ Pa/Hz más bajos que el nivel de pico espectral a 1 kHz y 70-80 dB re 1 μ Pa/Hz por debajo del nivel del pico espectral de 10 a 20 kHz en ambos sitios.

Vibradores Marinos

Como alternativa al uso de los pulsos relativamente cortos, de alta intensidad, característicos de las pistolas de aire comprimido, se puede generar un tono largo con cambios de frecuencia. Esto se hace mediante un altavoz marino o un vibrador (vibroseis, por ejemplo). La denominación de vibrador marino corresponde a su similitud con los vibradores utilizados en tierra con la misma función, la de generar ondas mecánicas para sondeos sísmicos. El vibrador marino puede barrer en un rango de frecuencia de 10 a 200 Hz, con tonos de varios segundos de duración. La presión instantánea resultante del vibrador marino será menor que la emitida por las pistolas de aire comprimido, pero la energía acústica total transmitida al medio será muy similar, debido a la prolongación de la duración de las señales (McCauley y Hughes, 2006). Para vibroseis operado sobre el hielo, se ha citado un nivel de fuente de banda ancha de 210 dB re 1 μ Pa @ 1 m (WDCS, 2003). La mayor duración de los tonos, en comparación a los pulsos sísmicos, tiene un mayor potencial para el enmascaramiento u ocultación de las señales biológicas. Se ha descrito que los vibradores marinos son fáciles de controlar y deben usarse en sistemas de múltiples unidades para aumentar la producción total de la fuente. Sin embargo, debido a su menor potencia a bajas frecuencias, el vibrador marino parece no poder sustituir a los sistemas de pistolas de aire comprimido en la mayoría de los sondeos sísmicos (Gausland, 2003). No existen datos acerca del grado de uso de estos vibroseis por la industria.

Sparker, Boomer, Chirps

Los sparker y boomer se remolcan por la popa de los buques de prospección.

Producen señales que penetran varios cientos (sparker) o decenas (boomer) de metros en los sedimentos, debido a su espectro de frecuencias relativamente más alto. Los niveles de fuente típicos están alrededor de 204-210 dB_{RMS} 1 μPa @ 1 m (CCC, 2002). Larter (2004) da las siguientes especificaciones para un boomer de remolque profundo: nivel de fuente 220 dB_{RMS} re 1 μPa @ 1 m; frecuencia de 0.8-10 kHz; duración de pulso 0,2 ms; ancho de haz de 20°. Los sónares tipo chirp también están en el rango superior de frecuencia de los dispositivos sísmicos (aproximadamente de 0,5 a 12 kHz). El nivel pico de fuente de estos dispositivos es de 210 a 230 dB re 1 μPa @ 1 m. Los sónares tipo chirp y las ecosondas científicas, que también pueden penetrar en los sedimentos, pueden utilizarse también montados en el casco del barco.

Perforación de hidrocarburos y desinstalación de infraestructuras

Tras la fase de prospección sísmica, y si esta ha revelado la existencia de bolsas de hidrocarburos, se realiza una primera perforación (cata o sondeo) experimental. En caso de que esta demuestre que la bolsa es comercialmente explotable, se procede a la instalación de la estructura de explotación. Estas estructuras tienen un tubo de perforación en el subsuelo, por el que se extrae el hidrocarburo y se inyectan lodos de perforación. La perforación prospectiva para petróleo y gas y otras actividades de extracción también genera sonido de banda ancha, con energía principalmente en frecuencias bajas (< 50 Hz, Richardson *et al.*, 1995), pero que también llega a frecuencias medias, con tonos de 9 kHz grabados a varios km de una plataforma de perforación de gas anclada y semisumergida ya en funcionamiento (Aguilar Soto *et al.*, 2004). Existen varias condiciones y técnicas asociadas a la perforación. La perforación en mar abierto normalmente se lleva a cabo desde plataformas y torres de perforación y sus niveles de fuente estimados (navíos, barcos perforadores) rondan los 150 dB re 1 μPa @ 1 m (Richardson *et al.*, 1995), o, para ciertas bandas de un tercio de octava se acercan a 148-174 dB re 1 μPa @ 1 m (WDCS, 2003). Sin embargo los niveles de banda ancha pueden alcanzar 191 dB re 1 μPa @ 1 m (Richardson *et al.*, 1995), o 185 dB re 1 μPa @ 1 m (WDCS, op.cit.) para algunos barcos de perforación especializados. Además de la perforación, se incrementa el ruido ambiente por las actividades asociadas a la plataforma (Figura III.2.5) Cuando las plataformas se instalan sobre pilotes clavados deben considerarse los ruidos de hincado de los mismos (pile driving, ver sección III.3. Construcciones). Por último, al terminar la vida útil de la plataforma se utilizan normalmente explosivos para desinstalarlas; con respecto al impacto de las detonaciones submarinas ver apartados de actividades militares (III.1) y de construcciones (III.3)



Figura III.2.5 Plataforma de perforación de hidrocarburos, con emisiones acústicas de la perforación, del incremento del tráfico marítimo en la zona y de la maquinaria propia de una gran industria.

III.2.B IMPACTOS SOBRE LA FAUNA MARINA

Existe una creciente preocupación sobre el efecto de la contaminación acústica de las prospecciones sísmicas sobre el ecosistema marino, principalmente sobre los cetáceos, por su dependencia del sonido para las funciones de alimentación, reproducción, comunicación y orientación (Richardson *et al.*, 1995). Por ello, numerosos países han desarrollado códigos legislativos de aminoramiento de impacto (revisados en Castellote, 2007), por ejemplo EEUU, Canadá, UK, Australia, Bélgica o Brasil, o al menos recomendaciones gubernamentales al respecto, como por ejemplo Filipinas o Gabón. Así mismo, son cada vez más los casos en los que se detienen o retrasan proyectos de prospección sísmica por consideraciones ambientales, con ejemplos en Canadá, EEUU y Bermudas (revisados en Cummins, 2004). En España se ha cuestionado la legalidad de los proyectos de Canarias y Málaga (Sentencia Tribunal Supremo del 10/02/2004).

En el caso de los pulsos sísmicos, se han observado efectos fisiológicos en animales de estudio sujetos a grandes intensidades, a escasa distancia de la fuente (McCauley *et al.*, 2000 a, b) y hay indicaciones que sugieren efectos físicos a distancias desconocidas (Malakoff, 2002; Guerra *et al.*, 2004). Así mismo, sus efectos deletéreos sobre la calidad acústica del hábitat se extienden cientos de kilómetros, debido a la buena transmisión, y por tanto gran alcance, de los sonidos de bajas frecuencias en el mar (Richardson *et al.*, 1995; Nieuwkirk *et al.*, 2004; Aguilar Soto *et al.*, 2004).

Las distancias a las que el ruido de los pulsos sísmicos puede producir impactos ha sido y es objeto de debate. Para diseñar protocolos de reducción de impacto se utilizan tradicionalmente modelos acústicos simplificados, que asumen una transmisión esférica de las ondas de sonido, en mar abierto y desde una fuente omnidireccional. Según estos modelos, la intensidad sonora pierde 6 decibelios (dB) cada vez que se duplica la distancia, de modo que, por ejemplo, el límite de seguridad establecido para buceadores humanos (150 dB re 1 μ Pa, SAACLANTCEN, 1998) se alcanzaría a distancias entre 8 y 260 km del barco sísmico, dependiendo de su nivel de emisión inicial (Tabla III.2.1) Los mismos modelos de transmisión esférica predicen que las intensidades a las que se han observado comportamientos de alarma y evitación en cetáceos, tortugas, peces y cefalópodos (145-195 dB re 1 μ Pa, Richardson *et al.*, 1995; Malme *et al.*, 1984; McCauley *et al.*, 2002) se alcanzarían a distancias de entre 100 m y más de 1000 km (Tabla III.2.1).

Aunque, en general, se asume que la intensidad sonora se reduce con la distancia, esto no es siempre cierto, debido a que la transmisión del sonido en el mar es compleja y es influenciada por procesos de reflexión en el fondo y la superficie, formación de canales sonoros, etc. Todo ello depende de factores del medio, tanto permanentes como variables en el tiempo, y crea fenómenos tales como la transmisión del sonido a larga distancia con poca pérdida de energía, zonas de convergencia de ondas reflejadas desde el fondo y la superficie, etc. Estos efectos alteran las predicciones sobre la disminución de los niveles sonoros con la distancia. Por ejemplo, Madsen *et al.* (2006) midieron los mismos niveles (162 dB_{max} re 1 μ Pa) a 2 y 12 km de distancia de un barco de emisión sísmica (Figura III.2.3) Por ello, la aplicación de simples modelos geométricos no garantiza la protección de las especies ante altas intensidades sonoras. Es necesario validarlos en base a medidas reales en las zonas de prospección y en distintas condiciones ambientales.

Tabla III.2.1: Niveles recibidos a distintas distancias, asumiendo una transmisión esférica del sonido desde una fuente puntual de intensidades: a) 230 y b) 260 dB re 1 μ Pa a 1 m. Estos niveles orientativos no incluyen variaciones originadas por condiciones locales, ni pérdidas por absorción que son despreciables para las bajas frecuencias que constituyen la mayor parte de los pulsos sísmicos distantes.

Distancia (km)	Nivel recibido estimado por transmisión esférica (dB re 1 μ Pa) si la fuente emite a:	
	a) 230 dB re 1 μ Pa a 1 m	b) 260 dB re 1 μ Pa a 1 m
0,25	182	212
0,5	176	206
1	170	200
2	164	194
4	158	188
8	152	182
16	146	176
32	140	170
64	134	164
128	128	158
256	122	152
512	116	146
1000	110	140
2000	104*	134
4000		128

* Ulrich (1985) describe niveles de ruido ambiente < 100 dB re 1 μ Pa en las bajas frecuencias típicas de la sísmica. En estas condiciones, el nivel de los pulsos sísmicos supera al ambiental a grandes distancias, lo que explica su detección rutinaria en boyas submarinas instaladas en el Atlántico Norte, a rangos de la fuente sísmica mayores de 3.000 km (Nuyreick, 2004).

Impactos sobre mamíferos buceando

Dentro de los mamíferos buceadores, los cetáceos son los que han desarrollado un sistema acústico más especializado a la vida acuática. Los misticetos, o ballenas con barbas (yubarta, rorcuales, ballena franca...), vocalizan principalmente en bajas frecuencias, coincidentes con las de mayor energía de las prospecciones sísmicas. Los odontocetos, o cetáceos con dientes (delfines, calderones, cachalotes, zifios, etc), emiten a frecuencias medias y altas, por lo que se han considerado tradicionalmente libres del impacto acústico de las prospecciones sísmicas. Sin embargo, hay dos razones que indican que los odontocetos también pueden ser objeto de impacto de los sonidos sísmicos: i) se ha demostrado que los pulsos sísmicos, transmitidos cerca de la superficie, contienen energía en frecuencias que coinciden con los rangos de emisión de muchas especies de odontocetos (Goold y Fish, 1998; McCauley *et al.*, 2000; Madsen *et al.*, 2006, DeRouter *et al.*, 2006); ii) es posible que un sonido de muy alta intensidad sea perjudicial, aunque no coincida con las frecuencias de las vocalizaciones de la especie.

Daños físicos y fisiológicos a mamíferos buceando

Existen algunos documentos científicos que sugieren relaciones entre mortandades de cetáceos y prospecciones sísmicas. Por ejemplo, varamientos de zifios en el Mar de Cortés (Golfo de California, México), en las Islas Galápagos, en Brasil y en las Islas Aleutianas coincidieron en el tiempo con estudios sísmicos, lo que originó una gran polémica (Malakoff, 2002; Peterson, 2003; Taylor *et al.*, 2004; Hildebrand, 2005; Gentry, 2002; Palacios *et al.*, 2004; Engel *et al.*, 2004; ISGC, 2004; Parente *et al.*, 2006; IWC, 2006) Sin embargo, tanto en estos casos, como en otros en los que han coincidido sondeos sísmicos y varamientos masivos, los varamientos se han registrado a veces a distancias de varios cientos de kilómetros y no se han realizado los estudios patológicos adecuados para identificar las causas de las muertes, por lo que la evidencia de la relación entre las fuentes acústicas y los varamientos es tan sólo contextual. Las especies involucradas han sido varias pero destaca la presencia de especies de la familia Ziphiidae. Los zifios parecen ser cetáceos especialmente sensibles a la contaminación acústica, como indican los varamientos masivos relacionados con sónares militares registrados en varios sitios del mundo (Frantzis, 1998; Balcomb y Claridge, 2001; Jepson *et al.*, 2003; Fernández *et al.*, 2005, ver sección III.1.B). Los sonidos de los pulsos sísmicos y de los sónares involucrados en estos varamientos son muy distintos, aunque los niveles de emisión de ambos son muy altos.

Debido a las dificultades inherentes al estudio experimental de impactos fisiológicos en especies protegidas, como son los cetáceos, la mayor parte de las investigaciones se han centrado en la identificación de cambios en la sensibilidad acústica de animales en cautividad. La exposición a sonidos de la suficiente intensidad causa una reducción en la sensibilidad acústica (cambio del umbral de detección), bien de forma temporal y recuperable en minutos u horas (TTS, "temporal threshold shift"), bien de forma permanente (PTS). La acumulación de daños temporales al sistema auditivo puede llegar a causar daños permanentes (Melnick, 1991). La presión sonora recibida y la repetición y duración de los sonidos marcarán el grado de desgaste celular de las células auditivas (agotamiento metabólico) o la afección anatómica a los estereocilios de la cóclea (Gordon *et al.*, 1998; McCauley *et al.*, 2000).

Experimentos con buceadores humanos demuestran que, además de los daños a órganos de recepción acústica, la exposición a sonidos de alta intensidad puede producir otras afecciones, principalmente cerebrales, de mayor seriedad y persistencia que los cambios en el umbral de sensibilidad auditiva. No existen datos para establecer el grado de paralelismo entre los mecanismos de afección del sonido a seres humanos y a otros mamíferos. Aunque la especialización de los cetáceos al buceo conlleva excepcionales adaptaciones fisiológicas, se desconoce si estas influirán en la sensibilidad de su cerebro y otros órganos ante sonidos de alta intensidad. Por ello, y sin datos que demuestren lo contrario, es razonable considerar que los resultados de experimentos del impacto del sonido, en buceadores humanos, serán indicativos de los impactos potenciales a cetáceos en libertad. Para una revisión de estos impactos ver la sección de sónares de baja frecuencia (III.1.B).

Afecciones fisiológicas del sonido a otros mamíferos buceadores.

El nivel de seguridad más aceptado por la industria sísmica para reducir el impacto en la fauna marina es de 180 dB re. 1 μ Pa_{RMS}, aunque los protocolos para los buceadores humanos, por ejemplo el de NURC (NATO Undersea Research Center) recomiendan utilizar el nivel de 160 dB re. 1 μ Pa_{RMS} (SACLANTCEN, 1998). Este valor es más coherente con los resultados de experimentos recientes en los que se expuso a delfines mulares (*Tursiops truncatus*), entrenados en cautividad, a sonidos de frecuencias medias. El estudio utilizó

técnicas electroencefalográficas y se registraron daños temporales (TTS) en el sistema auditivo de los delfines a niveles de 160 dB re 1 μ Pa rms (Nachtigall *et al.*, 2004). No se midió si se dieron otro tipo de efectos, por ejemplo en el sistema nervioso. Otros autores encontraron impactos similares a intensidades más altas, por ejemplo, sonidos de 1 segundo de duración provocaron TTS en belugas (*Delphinapterus leucas*) y en delfines mulares a niveles entre 192 y 201 dB re 1 μ Pa (Schlundt *et al.*, 2000). La diferencia en los niveles puede deberse a que en un estudio se midieron los cambios de umbral con técnicas electroencefalográficas, mientras que en el otro se utilizaron técnicas de entrenamiento del comportamiento, probablemente más sujetas a sesgos.

Existen otros ejemplos que muestran la variabilidad de las respuestas de los cetáceos a distintos sonidos y exposiciones experimentales: un estudio realizado con frecuencias sísmicas encontró que, a niveles recibidos de 186 dB re 1 μ Pa²s, se registraron cambios en el umbral de sensibilidad (TTS) de belugas pero no en el de delfines mulares (Finneran *et al.*, 2002). En ninguno de estos experimentos de comportamiento, dirigidos a cuantificar si había pérdidas de la sensibilidad auditiva, era posible determinar si se produjeron daños en otros sistemas corporales o si se estresó a los animales. Así mismo, es previsible que los animales en libertad, no sometidos a entrenamientos ni fuertes intensidades acústicas en experimentos previos, puedan resultar más sensibles.

Los resultados anteriores indican que los daños en el sistema acústico son variables y dependen, aunque no exclusivamente, de si el ruido se emite en las frecuencias de sensibilidad de los animales, en cuyo caso se ha demostrado que pueden producirse daños auditivos a niveles de 160 dB_{RMS} re 1 μ Pa. Dado que existen especies de cetáceos (misticetos) cuyo máximo nivel de sensibilidad se solapa con las frecuencias sísmicas, estos experimentos indican que debe tomarse el nivel de 160 dB re 1 μ Pa como nivel de seguridad para evitar afección auditiva sobre estas especies.

Cambios de comportamiento.

Además de los posibles efectos fisiológicos, directos o indirectos, debe recordarse que el sonido es el medio de comunicación más importante para los cetáceos, que lo utilizan con funciones sociales, de navegación y localización de presas (Tyack y Clark, 2000). Los estudios del impacto de las prospecciones se han centrado principalmente en las grandes ballenas (Richardson *et al.*, 1986). Resultados de estos estudios son las observaciones de comportamientos de evitación a rangos de hasta 12 km por yubartas (McCaully *et al.*, 2002), 5 km por ballenas grises (Malme *et al.*, 1984) o 3 km por ballenas de Groenlandia. En algunos casos las ballenas alteraron su ruta migratoria rodeando la fuente sísmica, retornando al curso habitual tras el cese de las actividades sísmicas.

Prácticamente no existen datos acerca de las reacciones de odontocetos ante prospecciones sísmicas, aunque los resultados de numerosos experimentos demuestran que podrían ser afectados por otros ruidos tales como los del tráfico marítimo o sónares militares (Richardson *et al.*, 1995; Gordon, 1998; Aguilar Soto *et al.*, 2006). Es destacable que el comportamiento de los animales es tanto más complejo cuanto más evolucionado es su cerebro y ello explica las variaciones observadas en las respuestas de la misma especie al mismo estímulo, según la composición social de los grupos y la actividad de los individuos. Igualmente, debe considerarse que una reacción de evitación ante el mismo estímulo puede tener costes muy diferentes si los animales están en zonas de alimentación o cría, localizadas en áreas concretas, o en ruta entre áreas de importancia.

Impacto sobre invertebrados, peces y tortugas marinas, y sobre la pesca.

Tortugas

Las tortugas marinas son especies amenazadas, cuyas reacciones son difíciles de estudiar debido a su comportamiento esquivo y ardua observación en el mar. Sin embargo, se ha demostrado que las tortugas marinas exhiben respuestas de evasión a sonidos de baja frecuencia (Lendhart, 1994). McCauly *et al.* (2002) estudiaron las respuestas de tortugas verdes (*Chelonia mydas*) y bobas (*Caretta caretta*) a pulsos sísmicos experimentales, manteniendo a las tortugas en cautividad. Los resultados mostraron cambios significativos en el comportamiento de natación de las tortugas y crecientes movimientos de probable evitación desde niveles de 166 a 175 dB re 1 $\mu\text{Pa}_{\text{RMS}}$. Los autores citan otros estudios: O'Hara (1990) y Moein *et al.* (1994) con resultados de evitación similares. En el último caso, se realizaron también análisis neurofisiológicos a tortugas bobas, mostrando daños fisiológicos temporales (TTS) hasta 2 semanas tras los experimentos, en los que fueron sometidas a pulsos sísmicos de 175 a 179 dB re 1 μPa .

Invertebrados

Existen serias indicaciones de daños fisiológicos directos e indirectos, por ejemplo en calamares gigantes (*Archyteuctis dux*) que vararon en masa en Asturias simultáneamente a prospecciones sísmicas en el área (Guerra *et al.*, 2004, 2005). Los autores explican que ha habido dos incidentes de varamientos múltiples de calamar gigante (*Architheutis dux*) en la costa de Asturias. Ambos encallamientos, que tuvieron lugar en octubre de 2001 y septiembre de 2003, y afectaron a un total de nueve calamares gigantes, estaban correlacionados espacial y temporalmente con estudios sísmicos de prospección industrial (2001) y científica (2003, a cargo del Hespérides). Sólo se han dado varamientos masivos de estos calamares en coincidencia a las prospecciones sísmicas, dado que normalmente se pescan vivos en artes de profundidad. Las necropsias de algunos de los calamares en 2003 no mostraron lesiones externas. Sin embargo, todos los calamares tenían daños severos en los oídos. Además, uno sufrió grandes daños extensivos en los órganos internos. El estómago y corazón quedaron desgarrados y los músculos desintegrados, con algunos órganos irreconocibles (Guerra *et al.* 2004, 2005; Mackenzie, 2004). La aparición de estos varamientos durante dos salidas de exploración sísmica sugiere que los factores acústicos podrían haber causado o contribuido a las lesiones en los órganos y tejidos y probablemente causó la muerte de los calamares.

La afección de los pulsos sísmicos sobre cefalópodos ha sido estudiada experimentalmente por McCauly *et al.* (2002), que midieron cambios en el comportamiento de natación de calamar roquero austral (*Sepioteuthis australis*) a 156-161 dB re 1 $\mu\text{Pa}_{\text{RMS}}$. Estos calamares además mostraron reacciones de alarma, tales como descargas del saco de tinta o escape con propulsión a chorro, tras pulsos sísmicos repentinos con niveles recibidos de 174 dB RMS re 1 μPa , aunque las descargas fueron menores si el incremento de nivel se realizó de forma gradual. Otros experimentos, realizados en crustáceos en cautividad (quisquillas de arena, *Crangon crangon*), muestran que ambientes acústicos con incrementos del ruido en frecuencias de 25 a 400 Hz producen reducciones en el crecimiento y reproducción de estos invertebrados (Lagardere, 1982).

Organismos asociados al fondo y aves marinas

En algunas áreas, la energía de baja frecuencia de los sonidos sísmicos puede viajar grandes distancias a través de los sedimentos del fondo, volviendo a entrar en el agua de nuevo, lejos de su fuente (Richardson *et al.* 1995; McCauly y Hughes, 2006). Las

consecuencias de este efecto en los organismos bentónicos y supra-bentónicos rara vez se han considerado hasta ahora (McCauly y Hughes, op. cit). Prácticamente no existe conocimiento sobre las capacidades de audición bajo el agua de las aves buceadoras (tales como: cormorán, colimbo ártico, somormujo cuellirrojo, arao, alca, frailecillo, albatros o petrel) y la sensibilidad de estas aves al sonido subacuático antropogénico intenso.

Peces y pesquerías

Gordon *et al.* (1998) afirman: "los peces óseos son particularmente vulnerables a los sonidos intensos debido a la existencia, en la mayoría de ellos, de una vejiga natatoria llena de aire. Aunque los peces generalmente tienen una sensibilidad acústica menor que la de los mamíferos marinos, el rango de frecuencias al que son más sensibles coincide con el de la mayor intensidad de los sonidos sísmicos, por debajo de 500 Hz. A estas frecuencias su sensibilidad auditiva es mayor que la de los odontocetos estudiados hasta el momento. Los efectos de los pulsos de las series de pistolas de aire comprimido varían desde serios daños fisiológicos a poca distancia, a movimientos de evitación y cambios de comportamiento".

Daños fisiológicos a peces

El estudio más completo sobre impactos fisiológicos fue realizado por McCauly *et al.* (2003), que expusieron unas 15 especies de peces a impulsos sísmicos de diversa intensidad, manteniendo a los peces en cautividad y realizando los experimentos tras un periodo de aclimatación. Los peces mostraron respuestas de alarma tipo C (contracciones involuntarias de las fibras musculares de un lado del cuerpo, que provocan un fuerte arqueamiento general del pez) a altas intensidades. Así mismo, los resultados de los análisis del epitelio auditivo de (*Chrysophrys auratus*) mostraron ablación de las células. Sin embargo, los peces no mostraron signos hormonales de estrés a consecuencia del experimento. En estos estudios se mostró que el pargo (*Pagrus auratus*) enjaulado sufrió grandes daños a las células ciliadas situadas en el epitelio sensorial del oído interno, después de haber sido expuestos a sonidos de pistolas experimentales de aire comprimido durante dos periodos de tiempo con un descanso de 1:12 horas en medio. Los experimentos se realizaron a distancias desde 400-800 metros hasta 5 m de la jaula. El daño fue severo a nivel regional, sin evidencia de reparación ni reemplazo de las células sensoriales dañadas hasta 58 días después de la exposición. Las pistolas emitían a 223 dB re 1 μPa_{p-p} 1m/204 dB re 1 μPa_{RMS} a 1m) y fueron recibidas en las jaulas a potencias entre 167 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2/\text{Hz}$ a 35 Hz y 130 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2/\text{Hz}$ a 35 Hz y 130 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2/\text{Hz}$ a 1kHz (cuando la pistola estaba a 50 m) y de 150 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2/\text{Hz}$ a 45-55 Hz, y 110 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2/\text{Hz}$ a 1000 Hz (pistola a 100 m). El oído interno del pargo es típico de la mayoría de las especies comercialmente importantes (por ejemplo, el salmón, el atún, el bacalao, el eglefino), lo que hace que este estudio sea particularmente interesante. Sin embargo, es posible que el pargo sea más o menos sensible a la estimulación intensa que otras especies y el impacto de la exposición sobre la supervivencia final de estos peces no está claro (McCaulley *et al.*, 2003). Otros estudios han demostrado que el sonido subacuático produce TTS a la carpa, tilapia, y pez sol (Smith *et al.*, 2003; Scholik *et al.*, 2001).

Las investigaciones sobre los efectos de sonidos impulsivos encontraron disminuciones cuantificables y estadísticamente significativas en la tasa de supervivencia de los huevos y las larvas en la anchoa *Engraulis mordax* (Tracor Applied Sciences, 1987). Se produjeron daños en la vejiga natatoria en la anchoa adulta a presiones máximas de 217-220 dB_{p-p} re 1 μPa así como mortalidad del 50% de las larvas de 2 días y 4 días de edad a este nivel (Tsui, 1998). Se han registrado efectos letales del ruido sobre los huevos de bolín (*Cyprinodon variegatus*) y una reducción significativa del crecimiento, en longitud

y peso corporal, de las larvas de esta especie y de *Fundulus similis* (Banner y Hyatt, 1973). Estos autores realizaron los experimentos en tanques en cautividad, en los que el único factor de variabilidad fue el incremento del ruido ambiente en unos 20 dB re 1 μ Pa en frecuencias de 20 Hz a 1 kHz. Las frecuencias de este experimento se superponen a las sísmicas y los niveles de incremento del ruido estudiados se pueden encontrar a >100 km de los barcos sísmicos. Sin embargo, las prospecciones sísmicas utilizan pulsos cortos en lugar de ruido continuo y es desconocido si la acumulación de estos pulsos, repetidos cada 5-30 segundos, causaría los mismos efectos que el sonido continuo de este experimento.

Respecto a peces de agua dulce, Popper *et al.* (2005) expusieron a tres especies a 5 o 20 impulsos neumáticos con niveles recibidos máximos de 205-210 dB re 1 μ Pa (valores RMS de 195-200 dB re 1 μ Pa_{RMS}, y valores SEL de 176-180 dB re 1 μ Pa²s). Se observaron daños auditivos (TTS) en dos de las tres especies, que se recuperaron dentro de 24 horas desde la exposición. Dado que los muestreos sísmicos suelen durar varios meses, pero cubren un área geográfica grande, deben realizarse evaluaciones de impacto que consideren el potencial de impacto de posibles exposiciones a medio plazo.

Evitación y cambios de comportamiento, afección a las pesquerías

En los experimentos de McCauly *et al.* (2003) se observaron cambios de comportamiento natatorio, evitación, respuestas de alarma, concentración en el fondo, etc, a niveles recibidos a partir de 156 dB re 1 μ Pa rms. Estos resultados concuerdan con los de estudios sobre peces en libertad, que apuntan a las causas de la reducción de las capturas de pesca en áreas de prospección sísmica. Varios experimentos mostraron una reducción en las densidades de distintas especies comerciales en áreas de prospección sísmica, evidentes a distancias de más de 30 km (Dalen y Knutsen, 1986; Engås *et al.*, 1996; Slotte *et al.*, 2003). Las especies estudiadas fueron bacalao (*Gadus morhua*), bacaladilla (*Micromesistius poutassou*), arenque (*Clupea harengus*), eglefino (*Melanogrammus aeglefinus*) y otros pelágicos; en el caso del arenque, los cambios de densidad se atribuyeron a movimientos de evitación a medio-largo plazo (Slotte *et al.*, 2003).

Además de los movimientos de evitación en horizontal, se observaron reducciones en las capturas debido a movimientos verticales y a cambios en el comportamiento de los peces, que afectan a su accesibilidad para ser capturados por las artes de pesca. En una serie de experimentos controlados, Skalski *et al.* (1992) mostraron una disminución de capturas del 50% de gallinetas (*Sebastes* sp.) expuestos a pulsos sísmicos; Bohne *et al.* (1985) midieron acústicamente reducciones en la abundancia media de poblaciones ícticas durante un estudio sísmico en el Mar del Norte. Estos autores mostraron que las poblaciones disminuyeron un 36% para especies demersales, 54% para especies pelágicas y 13% para pequeños pelágicos, comparados con la abundancia anterior a la actividad sísmica. Engås *et al.* (1993) encontraron una media del 50% de reducción en la captura y accesibilidad de bacalao y eglefino dentro de un radio de 20 millas náuticas desde un barco sísmico en operación, y mostraron un 70% de disminución de estas especies en el área de operación (3 x 10 millas náuticas). Las capturas de palangres de ambas especies se redujeron un 44% en el área, aunque este efecto no se notaba a 18 millas náuticas del barco de prospección. Los autores proporcionaron evidencias de que distintas clases de peces responden de forma diferente, con una mayor reducción relativa de los peces de mayor talla (> 60cm) respecto a los menores (< 60 cm) durante los pulsos sísmicos, y sugiriendo un desplazamiento del área sísmica para las dos especies de estudio, bacalao y eglefino. En cambio, en un informe para la industria petrolera de Noruega, no se encontraron efectos significativos de los estudios sísmicos en los peces ni las zonas de

pesca. Se concluyó que el daño físico directo a los peces es despreciable y que podría haber una respuesta de comportamiento a una distancia máxima de 2 km de la fuente sísmica. Los autores de este estudio interpretaron que la magnitud del efecto no daría lugar a cambios a largo plazo en las tasas medias de captura ni en el tamaño de las poblaciones de peces en general (Gausland, 2003). Con respecto a los cambios de comportamiento, una serie de estudios observó que varias especies de peces exhibieron respuestas de "alarma" a disparos de aire comprimido (Wardle, 2001) y otras formas de sonido antropogénico (Blaxter, 1985; Knudsen, 1992; McCauley, 1999). También los peces han mostrado alteraciones en sus patrones de migración para evitar una fuente de sonido. Juveniles del salmón del atlántico alteran su curso de migración río abajo para evitar sonidos de baja frecuencia (Knudsen, 1994).

Impacto de las detonaciones de desinstalación de plataformas

Keevin y Hemper (1997) realizan una serie revisión de la literatura y aportan las siguientes evidencias. En Marzo y Abril de 1986, 51 tortugas marinas, principalmente tortuga golfina (*Lepidochelys kempii*) vararon en Texas tras la desinstalación de plataformas que conllevaron 22 explosiones submarinas. Se identificaron estas detonaciones como la causa más probable de mortandad, dado que otros factores de impacto eran bajos durante ese periodo. Se han observado tortugas dañadas o muertas, coincidiendo con la desinstalación de plataformas con explosivos, en al menos otras dos ocasiones. NMFS realizó una serie de experimentos para comprobar los daños de la desinstalación de plataformas en tortugas y para ello expusieron a tortugas golfinas y bobas (*Caretta caretta*) a las detonaciones empleadas para desinstalar una plataforma situada a 9 m de profundidad. Las cargas eran de 23 kg de nitro-metano cada una, colocadas en cada pata de la plataforma a 5 m por debajo del fondo marino. Las tortugas se descolgaron a media agua para la detonación y se sacaron inmediatamente. Las cuatro tortugas más cercanas (a 366m) y la tortuga boba a 914m estaban inconscientes, por lo que habrían muerto ahogadas. Todas las tortugas resultaron afectadas y algunas sufrieron daños en la cloaca y vasodilatación que no se recuperaron en dos o tres semanas.

III.2.C. MEDIDAS DE MITIGACIÓN

La primera medida necesaria es la inclusión en el Real Decreto legislativo 1/2008, de actividades para las que es necesario realizar evaluación de impacto ambiental, de las prospecciones sísmicas y perforaciones de hidrocarburos, dado el rango de impactos descritos. Además, el requerimiento de evaluación de impacto para estas actividades es común en la mayoría de los países europeos y muchos extraeuropeos.

Es importante además considerar que la Ley de Impacto 9/2006 no permite dividir la evaluación de los efectos ambientales de un mismo proyecto, por lo que en el caso de los proyectos de hidrocarburos la evaluación debería contemplar las tres fases posibles que lo componen. El proyecto de hidrocarburos se define por las siguientes fases (Salter y Ford, 2001): obtención de licencias, prospección sísmica, catas o sondeos exploratorios, diseño y construcción, producción o explotación y, finalmente, desmantelamiento de las instalaciones. Antes de cada una de estas fases deben identificarse los posibles impactos y peligros que implican, asegurar sistemas de gestión y manejo que limiten los mismos y garantizar que existen los recursos necesarios para controlar cualquier tipo de accidente relacionado con la operación (Salter y Ford, op. cit.). Con respecto a la evaluación de impacto ambiental, debe recordarse que una actividad de prospección sísmica se realiza con visos a una potencial explotación, por lo que las fases de prospección, cata y producción están inherentemente ligadas y constituyen un proyecto continuo que debe evaluarse globalmente. En las fases de cata y explotación de hidrocarburos la contaminación más importante es la química en mar y aire, sumándose la contaminación acústica, térmica, lumínica y biológica. Estas fases incrementan significativamente, a nivel local, el espectro de riesgos ambientales. Teniendo esto en cuenta, el supuesto de que la fase de explotación tuviera un impacto ambiental negativo vinculante, esto haría inútil realizar la prospección sísmica previa. Dado que la fase de exploración sísmica conlleva serios impactos acústicos, se ahorran costes económicos y ecológicos si el proyecto se evalúa de forma integral desde su inicio.

A continuación se proporciona un listado de medidas de mitigación empleadas ya por muchos países durante las prospecciones sísmicas. Algunas de estas medidas son de aplicación a otras fuentes de intenso ruido antrópico y se describen con mayor detalle en el inicio del capítulo III. Las prospecciones petrolíferas en Europa siguen normalmente las medidas aconsejadas como código de conducta por la Joint Nature Conservation Committee (JNCC) asesor del Gobierno del Reino Unido, aunque cada vez más países deciden establecer protocolos de obligado cumplimiento legislativo (EEUU, Canadá, UK, Bélgica, Australia, etc). Algunas de las medidas de mitigación propuestas, entre otros, por la JNCC (2004) son mejorables y Castellote (2007) realiza un análisis crítico de su efectividad. A continuación se presentan las medidas más comúnmente recomendadas:

A. Acciones previas a la prospección

- Restricciones espaciales

Las autorizaciones e informes técnicos emitidos por los órganos competentes para las operaciones de prospección sísmica marina, deberían impedir las actividades en áreas de presencia de especies sensibles⁵ y en áreas marinas protegidas. Se aconseja respetar una zona de amortiguamiento de 20 km alrededor de las mismas en el caso de cetáceos.

⁵ Por especies sensibles se entiende aquellas en las que hay evidencia científica de impacto negativo en su supervivencia

Se aconseja exigir el aumento de restricciones operacionales cuando las actividades sean permitidas en áreas donde la presencia de especies sensibles no esté suficientemente detallada para permitir la definición de restricciones espaciales.

- Restricciones temporales

Las prospecciones sísmicas propuestas deben evitarse en áreas críticas (alimentación, migración, reproducción y cría) cuando coincidan con la temporada en la que estas son utilizadas por especies sensibles. El análisis de este solapamiento debe realizarse por los promotores de las prospecciones sísmicas durante la fase de diseño y debe ser evaluado por las autoridades que regulen este tipo de actividades durante la fase de obtención de permisos. Las propuestas que no incluyan este tipo de análisis no deben ser aceptadas para su evaluación.

Para prospecciones cercanas a áreas sensibles para cetáceos, se aconseja definir zonas de amortiguamiento de 20 km de carácter estacional a respetar solo en la temporada en la que el área crítica es utilizada por los cetáceos.

Es importante resaltar que las restricciones temporales, en conjunto con las espaciales, son las dos medidas de mitigación más importantes y efectivas de todas las disponibles. Estas medidas deben considerarse por los promotores de las prospecciones sísmicas durante la fase de diseño y también deben ser evaluadas por las autoridades que regulen este tipo de actividades durante la fase de obtención de permisos.

- Análisis de diversidad y presencia estacional en literatura y en bases de datos

Con el fin de incorporar toda la información disponible en el análisis de solapamiento de actividades de prospección sísmica y presencia de especies sensibles, áreas marinas protegidas o áreas críticas que el promotor debe desarrollar para incluir en su propuesta, es muy conveniente que las autoridades responsables de regular las actividades de prospección sísmica faciliten el acceso a esta información.

- Análisis de impactos acumulativos y sinérgicos.

Una de las características más importantes del ruido como contaminante del hábitat de especies sensibles en el marco de la evaluación y mitigación de impactos es su carácter acumulativo y sinérgico. Los efectos psicológicos y fisiológicos del ruido en los organismos marinos, especialmente aquellos sensibles al ruido como los cetáceos, se multiplican si la exposición al ruido es de carácter crónico. También si los individuos o poblaciones afectadas están sometidos a la exposición de otros contaminantes, en particular los químicos. En este contexto, es importante considerar la calidad del ecosistema que va a ser perturbado acústicamente y evaluar su nivel de exposición crónica al ruido por operaciones de prospección sísmica pasadas y otras actividades que generan ruido (ej. tráfico marítimo, sónar táctico militar). De la misma manera, es importante evaluar la carga de otros tipos de contaminantes a nivel de individuos y poblaciones (existen estudios relevantes sobre la concentración de contaminantes en tejidos de cetáceos). El promotor, durante la elaboración de la propuesta, así como la entidad evaluadora de la misma, deben considerar las características acumulativas y sinérgicas del impacto del ruido y definir el nivel de restricción de actividades de prospección sísmica en base a la condición del ecosistema y sus poblaciones de cetáceos.

- Bases de datos de líneas sísmicas

Con el fin de evaluar el potencial nivel de impacto acumulativo provocado por operaciones de prospección sísmica, uno de los análisis a considerar previo desarrollo de una nueva prospección es el solapamiento espacial de líneas sísmicas anteriormente adquiridas en el área de estudio.

Se recomienda que las autoridades competentes desarrollen un plan conjunto de control, seguimiento y archivo de todas las actividades de prospección sísmica desarrolladas en aguas del estado español, tanto de carácter comercial como científico, con el fin de permitir la evaluación de efectos de carácter acumulativo por este tipo de actividad. La confidencialidad de la información acerca de líneas sísmicas de antigüedad menor a 5 años o vinculadas a actividades de explotación en curso compromete cualquier intento de análisis de impacto acumulativo, puesto que son estas las que tienen mayor influencia en este análisis.

- Concesiones simultáneas (múltiples operadores)

Dos o más barcos operando en dos concesiones cercanas de manera simultánea reducen la eficiencia de mitigación y generan situaciones de riesgo.

Por principio de precaución, los posibles efectos generados en cetáceos por operaciones simultáneas en diferentes áreas deben ser minimizados por el órgano competente, regulando operaciones simultáneas en áreas adyacentes o cercanas que puedan abarcar el hábitat de una misma población (ej. decenas de km para pequeños odontocetos, centenas de km para rorcuales o cachalotes).

En los casos en los que se propone más de una embarcación como fuente de adquisición, deberá aplicarse el mismo principio de precaución y limitar esta actividad a distancias máximas entre embarcaciones de fuente sísmica, que puedan ser controladas visualmente por observadores. En estos casos suelen ser necesarias embarcaciones adicionales dedicadas a la observación u observación desde avionetas. El soft-start (método de mitigación que permite a los cetáceos alejarse de la fuente de ruido antes de que la exposición alcance los 180 dB re 1microPa) y los procesos de demora para cada embarcación, deben comunicarse en tiempo real y realizarse en paralelo independientemente de qué embarcación haya identificado cetáceos en distancia de riesgo. Los tiempos de espera deben respetarse para ambas embarcaciones aunque solo sea una la que se encuentre cerca de cetáceos.

En caso de operaciones simultáneas en concesiones adyacentes o cercanas, o que implican múltiples embarcaciones como fuente planeadas en áreas adyacentes a AMP, áreas sensibles o dentro del hábitat de especies sensibles, se habrá de buscar posibles soluciones alternativas al objeto de minimizar la afección.

- Diseño de líneas sísmicas y configuración de los cañones de aire

Con el fin de reducir el impacto acústico en cetáceos, se debe definir la geometría de los cañones de aire para minimizar la proporción de energía que se propaga horizontalmente y minimizar la cantidad de energía y frecuencias por encima de aquellas necesarias para el propósito de la campaña. Si el promotor no incluye un análisis para la minimización del nivel de fuente y propagación horizontal de la señal debe justificar el motivo.

- Selección y contrato de observadores visuales y acústica pasiva

Los observadores de mamíferos marinos (MMO) y los técnicos de acústica pasiva (PAM) deben ser expertos capacitados y con experiencia demostrable en dichas especies (en el Anexo 6 de este Documento están recogidos los requisitos de formación que serían recomendables para los MMO, así como el instrumental básico de trabajo). El equipo seleccionado de observadores visuales debe ser aprobado por la administración antes de autorizar el proyecto.

Los MMO deben ser contratados por una empresa independiente a la solicitante de la autorización para evitar intereses en minimizar acciones de mitigación.

- Modelización de campo acústico para definir la zona de exclusión

La zona de exclusión se define como el área circular que abarca niveles de ruido de hasta 180 dB re 1 μ Pa (RMS) medido desde el punto central de los cañones de aire. Este es el umbral de ruido que tiene la capacidad potencial de provocar daños fisiológicos en el sistema auditivo de los cetáceos. El radio de esta área ha de ser definido por modelización acústica basada en el tipo y nivel de fuente propuesta y las condiciones ambientales del área a prospectar o que más se aproximen. Los resultados del modelo han de verificarse mediante medidas de campo acústico durante las primeras horas del inicio de la operación y en cada inicio de líneas sísmicas que se realicen en áreas cuyas características oceanográficas sean marcadamente diferentes a las incluidas en el modelo (ej. diferencias en profundidad) o que se realicen en periodos marcadamente diferentes (ej. verano e invierno). Según características del medio, mediante la modelización suelen obtenerse distancias de 300 hasta 3000 metros como zonas de exclusión.

La zona de exclusión es observada visualmente en búsqueda de cetáceos antes de la activación de cañones de aire y la observación se mantiene activa hasta que se finaliza la adquisición sísmica y los cañones de aire se detienen. No obstante, los MMO pueden no llegar a cubrir visualmente toda la zona de exclusión desde la embarcación que arrastra los cañones de aire, por lo que serán necesarias medidas adicionales, tales como embarcaciones adicionales que posicionen MMO alrededor de la embarcación que arrastra los cañones de aire o inspección en avioneta.

En el caso de no haber suficiente información para definir restricciones espaciales y temporales para evitar el solapamiento de actividades de prospección sísmica en áreas de presencia de especies de cetáceos sensibles⁶, es recomendable aplicar una doble zona de

⁶ Especies de cetáceos sensibles:

- Todas las especies de la familia ziphiidae, en particular zifio de Cuvier (*Ziphius cavirostris*), zifio de Gervais (*Mesoplodon europaeus*), zifio de Blainville (*Mesoplodon denisrostris*).
- Cachalote (*Physeter macrocephalus*)
- Cachalote enano (*Kogia sima*)
- Cachalote pigmeo (*Kogia breviceps*)
- Marsopa común (*Phocoena phocoena*)
- Calderón negro (*Globicephala melas*)
- Calderón tropical (*Globicephala macrorhynchus*)
- Orca (*Orcinus orca*)
- Delfín común (*Delphinus delphis*)
- Delfín mular (*Tursiops truncatus*)
- Rorcual común (*Balaenoptera physalus*)
- Rorcual aliblanco (*Balaenoptera acutorostrata*)
- Rorcual norteño (*Balaenoptera borealis*)
- Rorcual azul (*Balaenoptera musculus*)
- Yubarta (*Megaptera novaeangliae*)

exclusión: un área definida por el radio de 180 dB re 1 μ Pa (RMS) donde se requiere parar los cañones si se avista cualquier cetáceo y otra área mayor definida por el radio de 160 dB re 1 μ Pa (RMS), donde se requiere parar los cañones si los MMO avistan la especie sensible en cuestión. El umbral de 160 dB re 1 μ Pa (RMS) corresponde con el umbral de ruido que provoca cambios de comportamiento.

Existen diferentes tipos de modelos para predecir la pérdida por transmisión del sonido en el agua y definir la zona de exclusión. En general, es necesario que el modelo considere propiedades geoacústicas del fondo marino, propiedades físicas del agua (temperatura, salinidad, viscosidad, etc.), profundidad y características de la fuente acústica (intensidad, número de cañones y geometría del arrastre) como parámetros mínimos para obtener predicciones razonables. Los resultados de estos modelos son la base del diseño de las actividades de mitigación por lo que ha de considerarse como una parte fundamental de la propuesta. Así mismo, la validación de los resultados del modelo mediante medidas del nivel de campo acústico durante el inicio de la prospección ha de considerarse igualmente importante. Las diferencias entre los resultados del modelo y la propagación real del sonido deben ser corregidas lo antes posible durante el inicio de la adquisición sísmica para ajustar el área a incluir en la zona de exclusión. No deberían ser permitidas aquellas propuestas cuya zona de exclusión no se base en los resultados de la modelización acústica de la pérdida por transmisión y validación posterior en campo.

Para el resto de especies sensibles que no son cetáceos, la información científica disponible no permite definir en la actualidad los criterios a seguir para establecer una zona de exclusión. No obstante, se considera de interés impulsar el uso de esta medida para el resto de estas especies en aplicación del principio de precaución.

- Verificación de campo acústico

La verificación de campo acústico ha de realizarse por técnicos especializados de una empresa independiente al operador para evitar intereses en obtener medidas más bajas de las reales (y por tanto definir zonas de exclusión más pequeñas que a su vez requieren menor esfuerzo visual y una considerable reducción de las probabilidades de para de cañones de aire). Es importante resaltar que la verificación de campo acústico es una parte esencial de la mitigación del impacto en cetáceos, puesto que de ella dependen las medidas más importantes para mitigar impactos durante la adquisición sísmica.

- Estudios de Impacto Ambiental

Sería recomendable incluir cualquier actividad de prospección sísmica en los procedimientos de evaluación de impacto ambiental. Aunque los efectos del ruido generado por prospecciones sísmicas en la supervivencia y tasa reproductiva de las poblaciones de cetáceos a largo plazo son desconocidos, hay suficiente evidencia científica de un impacto negativo inmediato que justifica aplicar el principio de precaución con este tipo de perturbaciones ambientales.

- Prospección de cetáceos previa a la prospección sísmica

En los casos en los que la presencia de cetáceos y/o su estacionalidad en el área a prospectar sean desconocidos, o exista información sobre la presencia de especies de cetáceos sensibles pero no sea suficiente para definir restricciones espaciales y temporales, debe solicitarse al promotor un estudio de cetáceos previo a la prospección

sísmica. Este estudio debe tener como objetivo la obtención de información preliminar, pero suficiente sobre distribución, diversidad y presencia estacional de cetáceos en el área a prospectar que permita definir un plan de mitigación de impacto acústico adecuado.

La ausencia de información sobre distribución, diversidad y presencia estacional de cetáceos en áreas de interés para la prospección sísmica debe considerarse como un factor limitante para la obtención de permisos. Las medidas de mitigación de impacto, por muy bien calculadas y aplicadas que estén, no son sinónimo de ausencia de impacto. Desafortunadamente, las únicas medidas de mitigación suficientemente eficaces como para justificar actividades de prospección en áreas donde no hay información sobre los cetáceos presentes en el área son las restricciones espaciales y temporales, pero estas no pueden definirse sin información acerca de la distribución, diversidad y presencia estacional de cetáceos.

B. Durante la campaña de prospección sísmica

- Esfuerzo aéreo previo al inicio de la actividad de los cañones de aire

En el caso de no haber suficiente información para definir restricciones espaciales y temporales para evitar el solapamiento de actividades de prospección sísmica en áreas de presencia de especies sensibles, se recomienda realizar un vuelo de observación por MMO cubriendo el área de prospección sísmica en el periodo inmediatamente anterior al inicio de la actividad de cañones de aire. El vuelo debe concentrarse en la zona donde se vayan a iniciar las primeras líneas sísmicas y sus alrededores, cubriendo un radio de al menos 20 km equivalente a la zona de amortiguamiento.

- Periodo de observación/escucha previo al inicio de disparos

En general, el sondeo previo a los disparos se realizará durante un periodo de 30 minutos antes de cualquier uso de los cañones de aire. Los MMO deben realizar una inspección visual para determinar si hay algún cetáceo dentro de una Zona de Exclusión. La observación se debe realizar desde el punto de observación más alto que permitan las condiciones de seguridad y el diseño del barco. Asimismo, si se cuenta con PAM, se debe confirmar la ausencia de detecciones acústicas localizadas dentro de la zona de exclusión en ese mismo período.

La búsqueda previa (tanto visual como acústica) al inicio de los disparos se debe extender hasta 60 minutos en aguas de profundidad mayor a 200 m para especies de profundidad que son conocidas por realizar inmersiones mayores a 30 minutos (ej: cachalotes y zifios) o en áreas de posible presencia de especies sensibles. Una búsqueda más larga aumenta la probabilidad de detección de cetáceos de aguas profundas.

Para facilitar la sincronización más eficaz de las operaciones propuestas en aguas más profundas y cuando el cambio de línea es inferior a 60 minutos, las búsquedas previas al inicio de la siguiente línea pueden tener como duración el tiempo que tarde la embarcación en posicionarse para el inicio de la siguiente línea (inferior a 60 minutos).

Si un cetáceo es detectado, dentro de la zona de exclusión antes del inicio del soft-start, el comienzo del soft-start se debe demorar por lo menos 30 minutos desde el último avistamiento o detección acústica localizada dentro de la zona de exclusión. La demora debe extenderse a 60 minutos si la profundidad es mayor a 200 m o si la especie detectada es sensible.

Si se incorpora el uso de PAM en conjunto con el seguimiento visual, los técnicos acústicos deben asegurarse que el sistema está desplegado y activo antes del comienzo de la observación/escucha que conforma el periodo previo al inicio de disparos de cañones de aire.

- Demora si se detectan acústica o visualmente mamíferos marinos en la zona de exclusión

Si se detectan cetáceos dentro de la Zona de Exclusión, durante la búsqueda previa al inicio de los disparos, el soft-start deberá retrasarse. Si la detección de cetáceos dentro de la zona de exclusión se realiza durante la adquisición sísmica, esta debe detenerse inmediatamente, minimizando la exposición de los cetáceos a niveles superiores a los 180 dB re 1 microPa. En ambos casos, debe haber un periodo de espera de 30 minutos (o 60 minutos si la profundidad es mayor a 200 m o si la especie detectada es sensible) para el inicio del soft-start, desde el último avistamiento o detección acústica localizada dentro de la zona de exclusión, con el fin de confirmar que los animales han abandonado la zona de exclusión y se encuentran a una distancia suficiente para minimizar el impacto acústico cuando la adquisición sísmica se reanude.

En el caso de que se detenga la adquisición sísmica, se deberá realizar un nuevo soft-start antes de volver a comenzar, ya que los cañones se detendrán más de 10 minutos. En el caso de que se haya mantenido un control de la zona de exclusión por MMO y/o PAM durante al menos 30 minutos previos (o 60 minutos si se supera los 200 metros de profundidad), no es necesario aplicar un periodo de observación previo antes del soft-start. En caso negativo antes del comienzo del soft-start se debe planificar una observación previa de la zona.

- Métodos de acústica pasiva (PAM)

La observación visual es una herramienta de mitigación ineficaz durante periodos de oscuridad o de baja visibilidad (lluvia o niebla), o durante periodos en los que el estado del mar no es propicio para la observación visual, ya que no será posible detectar cetáceos dentro de la zona de exclusión o incluso cercanos a los cañones de aire. En tales condiciones, los PAM se consideran la única técnica disponible en la actualidad para la detección de cetáceos, aunque este sistema tiene limitaciones ya que sólo permite detectar cetáceos cuando producen sonidos (vocalizaciones y ecolocalización) y dentro de su radio de alcance.

Existen diferentes PAM, desde sistemas que únicamente permiten la detección de vocalizaciones en el rango audible (20 Hz – 20 kHz), sistemas que permiten la detección en un rango completo de frecuencias para detectar cetáceos (0- 160 kHz), sistemas que permiten tanto la detección como la dirección de los sonidos detectados, hasta sistemas completos que permiten la detección, dirección y distancia (= localización) de los sonidos. Además, el grado de precisión de la localización varía en función de la calidad del equipo (ej. número de hidrófonos), el rango de detección y localización (ej. sensibilidad de los hidrófonos y distancia entre elementos) así como el tipo de computación (ej. diferencia de tiempo de recepción, localización hiperbólica), por tanto es importante que el promotor identifique las capacidades y precisión del PAM disponible para una correcta evaluación de las capacidades de control de la zona de exclusión (i.e. es importante que el PAM tenga la capacidad de localizar sonidos y su rango de localización sea suficiente para cubrir la zona de exclusión o de lo contrario la adquisición sísmica debe limitarse a periodos donde la observación visual sea efectiva). Los técnicos PAM son necesarios para configurar y desplegar el equipo y para interpretar y localizar los sonidos detectados (ver información adicional en el Anexo 6 del presente documento).

- Dispositivos de visión nocturna

Durante periodos de adquisición sísmica nocturnos, se recomienda el uso de binoculares de visión nocturna (intensificadores de imagen o sistemas infrarrojos) para la observación visual por MMO. La observación nocturna con dispositivos de ayuda es menos efectiva que la diurna por lo que no debe considerarse como método exclusivo de control de la zona de exclusión.

- Soft-start

El método de mitigación denominado soft-start permite a los cetáceos alejarse de la fuente de ruido antes de que la exposición alcance los 180 dB re 1microPa.

Los cañones de aire se activan secuencialmente y su nivel de carga se aumenta progresivamente hasta alcanzar el mínimo nivel necesario para iniciar la adquisición de datos sísmicos. En general se recomienda que el incremento del nivel de fuente siga un ritmo de 6 dB cada 5 minutos y nunca se supere un incremento de 6 dB por minuto en un máximo de tiempo de 30 minutos.

El soft-start debe llevarse a cabo cada vez que los cañones de aire van a ser disparados, incluyendo disparos de prueba (ej. calibración, sincronización, etc.). Siempre que sea posible, el soft-start debe ser planificado de manera que se desarrolle cuando la observación por MMO (y la escucha por PAM si está disponible) pueda ser realizada de manera efectiva.

Consejos generales para el inicio de un soft-start:

- Una vez que el soft-start se ha realizado y los cañones de aire están a pleno rendimiento la adquisición de datos sísmicos debe comenzar de inmediato. Los operadores deben evitar la emisión innecesaria a pleno rendimiento, antes del comienzo de la línea.
- Si, por cualquier motivo, el disparo de los cañones de aire se detiene y se reinicia con un intervalo menor a 10 minutos y el control de la zona de exclusión por MMO y/o PAM ha sido efectivo durante al menos los 60 minutos previos, no es necesario aplicar un periodo de observación previo al reinicio de los disparos pero se debe aplicar la medida de soft-start con un incremento máximo de hasta 6 dB por minuto.
- Después de una interrupción no planificada de más de 10 minutos o de menos de 10 minutos pero sin un control de la zona de exclusión efectivo por parte de los MMO durante al menos los 60 minutos previos, o durante periodo nocturno, se debe realizar un observación previa de 30 o 60 minutos seguida de un soft-start con un incremento de 6 dB cada 5 minutos. Si las condiciones de visibilidad no son suficientes para realizar la observación por MMO, no se podrá iniciar el soft-start hasta que las condiciones lo permitan, a no ser que se disponga de PAM a bordo. Si la interrupción ocurre durante el periodo nocturno o se hace de noche durante el intervalo de inactividad, solo se podrá reiniciar la actividad de los cañones de aire si existe PAM con capacidad de localización cubriendo la totalidad de la zona de exclusión.
- Si un mamífero marino se detecta al mismo tiempo que los cañones están descansando, el MMO debe retrasar el inicio del soft-start. Si no hay mamíferos marinos presentes, puede informar sobre el inicio del soft-start.
- Cuando dos o más barcos están operando en área adyacentes en turnos diferentes para evitar causar interferencias sísmicas entre ellas, el proceso de soft-start y de los

procesos de demora para cada barco deben comunicarse y aplicarse en cada barco implicado en el estudio sísmico.

El reinicio de la actividad de cañones de aire después de una interrupción (planificada o no) durante la noche debe prohibirse si la prospección se realiza en áreas donde no hay evidencia de ausencia de especies sensibles o si la prospección no se a regulado mediante restricciones espaciales o temporales por falta de información de presencia de cetáceos.

- Cambio de líneas sísmicas

Los datos sísmicos se recolectan a lo largo de líneas predeterminadas en el área de prospección y suelen disponerse de manera paralela. Un cambio de línea es el término utilizado para describir la actividad de giro del buque al final de una línea antes del comienzo de la siguiente línea. Dependiendo del tipo de estudio sísmico que se está llevando a cabo (tipo de embarcación y longitud de la ristra de cañones y de los *streamers* de adquisición), el tiempo para un cambio de línea puede variar entre unos minutos a más de una hora. Se recomienda la parada de los cañones de aire durante el cambio de líneas si este es superior a 30 minutos. El reinicio de los disparos tras su parada debe estar precedido de un periodo previo de observación y un soft-start.

Si la duración de cambio de línea es inferior a 30 minutos, se recomienda reducir el número de cañones al mínimo (generalmente el cañón de menor volumen) y mantener un intervalo de disparo de 30 segundos. En este caso, el reinicio de los cañones detenidos debe proceder mediante un soft-start con un incremento de 6 dB cada 5 minutos y si no ha habido detecciones de cetáceos en este intervalo, no será necesario aplicar un periodo previo de observación.

En casos de adquisición sísmica nocturna o en condiciones que impidan el control visual de la zona de exclusión, en los que los cambios de línea sean superiores a 30 minutos, debe contarse con PAM cubriendo la totalidad de la zona de exclusión o de lo contrario no se podrá iniciar una nueva línea sísmica hasta que las operaciones de los MMO puedan reanudarse (amanecer o mejoría de la visibilidad).

- Verificación campo acústico

La verificación de campo acústico debe realizarse durante las primeras horas del inicio de la operación y en cada inicio de líneas sísmicas que se realicen en áreas cuyas características oceanográficas sean marcadamente diferentes a las incluidas en el modelo (ej. diferencias en profundidad) o que se realicen en periodos marcadamente diferentes (ej. verano e invierno). Las medidas de nivel de ruido recibido deben realizarse a diferentes distancias del centro del arrastre de los cañones de aire, estas distancias dependen del resultado del modelo aplicado para calcular la zona de exclusión, pero generalmente incluyen puntos de medida tanto dentro como fuera del radio de 180 dB re 1microPa. Si las medidas a diferentes distancias no son simultáneas, estas deben tomarse dentro de un intervalo de tiempo en el que no haya variaciones significativas de los parámetros que afectan la propagación del sonido y la medida de campo acústico (ej. cambios de profundidad, de estado del mar, del nivel de ruido ambiente, etc.).

El método de verificación de campo acústico y sus detalles (el número de veces que se aplicó, las distancias medidas, los valores de medida obtenidos, etc.) deben quedar reflejados en los documentos que el promotor entrega al final de la prospección sísmica para la correcta evaluación de esta operación.

Como medida adicional para la protección de las tortugas marinas, se recomienda la instalación de "turtle guards" en las "tail buoys" al final de la línea. Estos dispositivos están diseñados para desviar a las tortugas de la trayectoria de la línea sísmica y minimizar un potencial daño sobre estos reptiles marinos.

C. Acciones posteriores a la prospección

- Informe tras la campaña

Un informe detallando los mamíferos observados o detectados acústicamente, los métodos utilizados para detectarlos y los problemas encontrados, se entregará al departamento gubernamental competente, incluyendo la siguiente información:

- Fecha y localización de las campañas de prospección.
 - Número y volumen de pistolas de aire comprimido utilizados.
 - Características de las frecuencias de emisión (en Hz), intensidad (en dB re. 1 μ Pa o bar metros, rms, pico y flujo de densidad de energía) e intervalo de emisión (segundos), o detalles de otras energías acústicas producidas.
 - Número y tipo de barcos desarrollando la campaña.
 - Datos acerca de cada ocasión en la que las series de pistolas fueron utilizadas, incluyendo los períodos de observación anteriores y la duración del "comienzo gradual"
 - Detalles de cualquier problema encontrado durante los procedimientos de detección de mamíferos.
 - Datos acerca de los avistamientos de mamíferos marinos.
 - Detalles de los períodos de observación de mamíferos marinos y la actividad sísmica durante los mismos.
 - Informes de los observadores visuales y acústicos a bordo.
- Detección de cetáceos posterior a la prospección

En áreas prospectadas donde no había un conocimiento previo de la presencia de cetáceos y fue solicitado su estudio previo al desarrollo de la prospección sísmica, se recomienda solicitar al promotor que realice una campaña de detección de cetáceos posterior a la prospección sísmica, manteniendo la misma metodología, con el fin de identificar posibles cambios en la abundancia y/o distribución de los mismos.

-III.3-

CONSTRUCCIONES

III.3.A CARACTERÍSTICAS DE LAS FUENTES

Instalación de pilotes

El hincado de pilotes para diversas infraestructuras, tales como muelles y pantalanés, puentes, aerogeneradores, plataformas de extracción de hidrocarburos, etc, produce sonidos de baja frecuencia. Se desarrolla sobre todo en zonas costeras y se está haciendo más frecuente también en zonas de mar adentro, para construir parques eólicos marinos y plataformas de hidrocarburos. La instalación de pilotes utiliza frecuentemente técnicas de impacto (un martillo mecánico de gran tamaño) y también se puede realizar por vibración de los pilotes, o perforación del fondo marino para enterrarlos en su parte basal. Los sonidos del hincado mecánico se producen de forma omnidireccional y los niveles se encuentran normalmente en el rango de los 185-195 dB_{RMS} re 1 µPa @ 1 m /195-215 dB_{max} re 1 µPa @ 1 m, mientras que los niveles máximos pueden alcanzar hasta 260 dB re 1 µPa @ 1 m en ausencia de medidas de reducción de ruido. La mayor parte de la energía se encuentra en el rango de baja frecuencia 40-1000 (hasta 2000) Hz (CDoT 2001; Nedwell *et al.*, 2003; Nedwell y Howell, 2004; Rodkin y Reyff, 2004). Los efectos de la instalación de pilotes para aerogeneradores han sido revisados recientemente (Madsen *et al.*, 2006, Thomsen *et al.*, 2006).



Dragados

El dragado emite durante las operaciones un sonido continuo de banda ancha, principalmente de baja frecuencia. Se usa, por ejemplo, para extraer recursos geológicos tales como arena y grava, mantener las rutas del tráfico marítimo o colocar oleoductos en el lecho marino (Richardson *et al.*, 1995). Se citan niveles de emisión de banda ancha de 185 y 172 dB re 1 µPa @ 1 m (WDCS, 2003) y se registraron niveles de fuente de casi 180 dB re 1 µPa @ 1 m para las bandas de tercio de octava alrededor de los 100 Hz (Richardson *et al.*, 1995; Defra, 2003)

Explosiones

Las explosiones se utilizan en el medio marino de forma más común de lo que se piensa, como una alternativa más rápida y barata que el uso de maquinaria pesada para romper sustratos duros; por ejemplo, para construcción de muelles, profundización de puertos, nivelado y perforaciones para colocar infraestructuras, desinstalación de plataformas de hidrocarburos tras su fase operativa, etc. Ejemplo de su uso común son las explosiones en el puerto de Algeciras, que se pueden observar en <http://www.youtube.com/watch?v=tMxyspJgGHk>.

Los explosivos se dividen tradicionalmente en los elaborados a base de pólvora, que crean explosiones "lentas" y los de alta potencia y velocidad de explosión, como la dinamita, TNT, etc, que crean ondas expansivas en las que se llega muy rápidamente al pico de presión, con mayor potencial de afección a la fauna. En el agua, por ser

incompresible, hay poca absorción de la onda expansiva, que se transmite a mayor rango que en aire. El rango letal de una explosión en agua es por tanto mucho mayor que la misma masa explosiva en aire. Por ejemplo, un hombre a 5 m de una granada de mano no sufriría daños por la onda expansiva en aire, pero el impacto en agua sería letal. Cuando la onda expansiva alcanza la superficie del agua, parte de la presión se dispersa en la pluma y campana de explosión y el resto de la energía se refleja de vuelta al agua.

Las características de las explosiones dependerán del trabajo objetivo, que determinará el tipo y cantidad de explosivo a utilizar. Respecto a la transmisión de la onda expansiva, esta puede viajar por el fondo marino a través de las rocas, de modo que a veces el tren de ondas del subsuelo puede transmitirse a mayor velocidad que la onda viajando por el agua.

Funcionamiento de los parques de energía eólica marinos

Estas estructuras son una fuente de sonido constante de baja frecuencia en el agua. El ruido que se produce al girar las aspas no penetra en el agua, por la reflexión que se produce por el cambio de medio. Sin embargo, las vibraciones se transmiten al pilote que sostiene a las aspas, y desde este, al agua en el que está sumergida su base. Al igual que muchas fuentes de ruido, los niveles de fuente operacionales de los aerogeneradores son más bajos que durante la construcción y dependen de factores distintos: el tipo de construcción, tamaño, condiciones ambientales (es decir, la profundidad, la topografía, la estructura de los sedimentos, hidrografía), velocidad del viento, el tamaño del parque eólico, etc. Actualmente se dispone de pocos datos sobre las emisiones de sonido al mar atribuibles al funcionamiento de las turbinas de viento y sus efectos sobre la vida marina. En el mar, hasta ahora sólo se han medido las emisiones acústicas de los aerogeneradores de una potencia de salida de entre 0,2 y 2,0 MW (Madsen *et al.*, 2006). Sin embargo, está planificado construir extensos parques eólicos marinos en el Mar del Norte con turbinas de una potencia de 3,5 a 5 MW (De Buhr, 2001; Wobben, 2004). Las mediciones, usando como ejemplo modelo una turbina eólica marina de 0,5 MW, indicaron que el sonido bajo el agua operativo que procede de una turbina tan pequeña está sólo por encima del sonido ambiental en el rango de frecuencias por debajo de aproximadamente 1-2 kHz (Degn, 2002). Henriksen *et al.* (2003) estiman que el nivel máximo de ruido de tales operaciones sí estaría por encima del umbral de audición de las marsopas. Deben considerarse las posibles afecciones a peces que son capaces de detectar infrasonidos a través de la línea lateral, pero hasta el momento no hay estudios de impacto de este tipo.

III.3.B IMPACTOS SOBRE LA FAUNA MARINA

Los efectos de la onda expansiva son más fuertes en explosiones submarinas que en aire, pues en el aire la onda de choque se disipa más rápidamente y tiende a ser reflejada por la superficie del cuerpo, mientras que en el agua la onda atraviesa el cuerpo y causa daños internos en las interfases de gas y líquido de los órganos. Keevin y Hemper (1997) realizan una revisión de daños sobre la vida marina y reportan afecciones de explosiones submarinas a la flora (la fanerógama marina *Zostera marina* y varias especies de algas), a invertebrados y a peces. En el caso de los peces se observó que las detonaciones frecuentemente no producían daños externos muy visibles, mientras que los órganos internos podían estar profundamente afectados. Dado que las detonaciones afectan principalmente a las interfases y cámaras aéreas, los peces e invertebrados sin vejiga natatoria parecen ser más resistentes a impactos de explosiones. La tabla III.4.1 presenta una revisión de los niveles de exposición sonora que producen daños a peces, vertebrados marinos y vertebrados terrestres sumergidos. Ver también el apartado de impactos de las actividades de hidrocarburos, desinstalación de plataformas (III.2.B)

Tabla III.4.1. Estima de valores pico y de nivel de exposición sonora (SEL) que causarían impactos en peces y otros vertebrados. Tabla traducida de Duncan y McCauly (2009) que la realizaron en base a datos de Ketten (1995) y medidas empíricas propias de las equivalencias entre niveles máximo y SEL para explosiones submarinas.

Tipo de daño	Max dB re 1 μ Pa	SEL dB re 1 μ Pa ² s
Mínimos daños a peces	174-180	154-159
100% mortandad en peces	>210	186
Alta incidencia de daños en vertebrados marinos	210-214	186-190
Daños letales en vertebrados terrestres sumergidos	>215	190

Durante los días de actividad de hincado de pilotes, Edrén *et al.* (2004) encontraron una disminución de 31-61% en el número de focas (*Phoca vitulina*) que estaban fuera del agua, en un banco de arena a unos 10 km de distancia del lugar de construcción. Sin embargo, parece que el número total de focas en la zona no varió durante toda la fase de construcción. Un estudio con focas anilladas (*Phoca hispida*) mostraron poca o ninguna reacción al ruido de instalación de tuberías en obras de construcción de una isla artificial de producción de petróleo en el Ártico. Se midieron niveles de sonido de 157 dB_{0-P} re 1 μ Pa, 151 dB_{RMS} re 1 μ Pa, o 145 dB re 1 μ Pa²·s respectivamente, a 63 m de distancia. Los autores suponían que las focas en torno a este sitio probablemente estuvieran habituadas a los sonidos industriales (Blackwell *et al.*, 2004). Del mismo modo, Moulton *et al.* (2003, 2005) no encontraron cambios en la abundancia relacionados con la construcción de la isla, la perforación ni la producción de petróleo en el mismo lugar. Otros estudios, sin embargo, estudios con marsopas (Tougaard *et al.*, 2003, 2005) han observado reducción de la abundancia y actividad vocal de los animales en la zona de hincado de pilotes.

Funcionamiento de aerogeneradores

Koschinski *et al.* (2003) mostraron que marsopas y focas evitaban ruido simulando un aerogenerador en funcionamiento.

El incremento del ruido basal a frecuencias bajas podría tener efectos sobre peces e invertebrados. Por ejemplo, en este experimento, que no estaba dirigido al sonido de aerogeneradores, se puso una bomba de aire 'Rena' que produjo un sonido de banda ancha a un lado de los tanques experimentales para simular los niveles de sonido de fondo naturales en un acuario que contenía camarón café norteño (*Penaeus aztecus*). El nivel de la fuente fue más alta a unos 50 Hz, acercándose a 130 dB re 1 μ Pa @ m, y los niveles de fuente estuvieron 30-40 dB más altos que el sonido ambiente entre 80 y 400 Hz (Lagardère, 1982). Se encontró que los camarones tenían tasas de reproducción y crecimiento reducidos, así como un aumento en la tasa de agresión (canibalismo).

III.3.C. MEDIDAS DE MITIGACIÓN

Un ejemplo de las medidas de mitigación que pueden aplicarse viene dado en la construcción de una terminal de metano en el Golfo de San Lorenzo, donde se esperaba que la principal especie protegida afectada fuera la beluga (*Delphinapterus leucas*). Se ofrecen las siguientes medidas de mitigación de impacto (DFO, 2007): " El impacto sobre los mamíferos marinos de la construcción de la terminal se asocia con molestias (utilizando el umbral de referencia de 120 dB re 1 μ Pa RMS para fuentes continuas y de 160 dB re 1 μ Pa RMS para fuentes esporádicas) y riesgo de daños físicos (se usa el umbral de 180 dB re 1 μ Pa RMS) relacionados con el ruido continuo o intermitente (tipo "a") o esporádico (tipo "b"). Se proponen modelos numéricos de transmisión del sonido para predecir los radios desde las obras a los que se alcanzarán estos niveles. Estos modelos deben ser testados empíricamente para las condiciones locales. Para los ruidos tipo "a" asociados a las operaciones (por ejemplo grúas, barcos de soporte, etc.) se espera que el nivel de 120 se exceda a radios de 1,5 a 2,2 km desde las fuentes. Para sonidos tipo "b" asociados a la instalación de pilotes, el nivel de 160 dB llegará a rangos de 1,1 a 1,8 km. En base a estos modelos, una vez validados, se respetarán y combinarán medidas de mitigación tales como las siguientes:

- A. durante el periodo durante el que las hembras utilizan más el área, al final de su periodo de gestación, cuando están con las crías (junio a septiembre), se prohibirán trabajos en el agua.
- B. durante el periodo en el que las belugas utilizan menos el área, o no es un periodo crítico como el mencionado arriba (Mayo a Junio y Septiembre a Octubre), se realizarán trabajos en el agua siempre que los animales no sean expuestos a niveles que superen los 120 dB re 1 μ Pa RMS para fuentes de ruido continuo, o 160 dB re 1 μ Pa RMS para fuentes de ruido ocasional;
- C. durante otros periodos, se desarrollarán los trabajos siempre que no haya belugas a radios que las hagan exponerse a niveles mayores de 180 dB re 1 μ Pa RMS
- D. en cualquier periodo en el que se permitan los trabajos en el agua, se limitarán las actividades de instalación de pilotes a 3 horas por semana, así como las operaciones de detonación con dinamita en tierra, cerca de costa, a horas diurnas y con condiciones de visibilidad que permitan la detección de belugas en un perímetro suficiente como para asegurar que no sean expuestas a niveles de más de 160 dB re 1 μ Pa RMS"

Se observa que se están aplicando medidas de evitación de épocas sensibles, zonas de exclusión, restricción de las actividades a condiciones ambientales que permitan la observación de los animales y control de las fuentes de ruido.

En lo que a la construcción de parques eólicos marinos se refiere, deberán valorarse otras posibles soluciones de ingeniería además de la generalizada técnica de hincado de pilotes con el objeto de reducir el ruido que se produce durante la instalación de los aerogeneradores. Respecto a las posibles soluciones de ingeniería, se puede distinguir entre los diferentes métodos de reducción del ruido de la operación del martillo (cambio de la forma del pie del pilote, amortiguamiento del contacto, soporte del pilote en forma de falda, cambio de los parámetros de golpeo del pilote y aislamiento/amortiguamiento del sonido) y las alternativas a las técnicas actuales para la instalación de pilotes, tales como hincado de pilotes con martillos vibratorios, estructuras de apoyo con tensores, perforación de un monopilote de hormigón, anclajes helicoidales, cimentaciones jackets, estructuras de apoyo por gravedad, estructuras de apoyo trípode/tripilote, cimientos flotantes y cajones de succión. En Saleem (2011) se puede consultar un exhaustivo análisis de la idoneidad de cada una de estas soluciones teniendo en cuenta diversos aspectos como su coste, complejidad, reducción del ruido, etc.

De manera genérica, durante las actividades de hincado de pilotes u operaciones que puedan generar un ruido tal que pueda dañar a los animales se tomarán las siguientes medidas:

- Un experto MMO deberá monitorizar la zona en busca de cetáceos y rellenar los formularios estándares de avistamiento.
- El MMO deberá indicar a los responsables de la operación dentro de un periodo previamente establecido antes de la actividad si las condiciones ambientales (es decir, estado del mar, luz, visibilidad) son las adecuadas para observar. De no ser así, la actividad deberá ser pospuesta hasta que las condiciones sean aceptables y el MMO notifique esta circunstancia a los responsables de la operación.
- En el caso de hincado de pilotes, se deberá considerar el uso de soft-start dependiendo de las especificaciones de los pilotes, el mecanismo de hincado y el substrato.
- En aguas de hasta 200 m de profundidad, el MMO deberá mantener una vigilancia constante de la zona durante al menos 30 minutos antes de que se dé comienzo a la actividad que produce el sonido, y mantener la observación durante al menos 30 minutos después de que dé comienzo la actividad productora del sonido. La actividad productora de sonido no deberá comenzar hasta que hayan pasado al menos 30 minutos si se ha observado un cetáceo en la zona.
- Las operaciones no deberán comenzar si se han detectado cetáceos en una distancia radial de 1000 m de donde se va a producir el sonido.
- Si hay un parón en el hincado de pilotes por un periodo mayor a 30 minutos entonces se deberá proceder con el mismo sistema de pre-vigilancia y soft-start.
- Se recomienda la realización de un informe de todas las actividades del MMO llevadas a cabo durante la operación.

-III.4-

TRÁFICO MARÍTIMO

III.4.A. CARACTERÍSTICAS DE LAS FUENTES

Grandes buques

Como se ha puesto de manifiesto a lo largo del documento, el ruido fue ya reconocido como contaminante en la Conferencia de las Naciones Unidas acerca del Medio Ambiente de 1971, y la contaminación acústica se considera uno de los factores que describen la calidad de un hábitat marino (ICES, 2001). En este contexto, el tráfico de barcos es probablemente la mayor fuente de ruido antrópico en el mar (NRC, 2003) y se estima que, debido a él, se ha incrementado en al menos 15 dB el nivel de ruido ambiental de bajas frecuencias (<100-300 Hz) en los océanos (Ross, 1987; Ross, 1993; Mazzuca, 2001; Andrew *et al.*, 2002)(Figura III-4-1). Ross (1993) estimó un aumento de 10 dB de sonido desde 1950 hasta 1975 en muchas partes del mundo, mientras que Andrew *et al.* (2002) y McDonald *et al.* (2002, 2006) especifican el mismo aumento de sonido de 10-12 dB, desde mediados de la década de 1960, hasta mediados de la década de 1990 o hasta el año 2004, respectivamente, para zonas del Pacífico Norte. Por tanto, durante las últimas cuatro décadas, estas áreas mostraron un incremento en el ruido ambiente marino de unos 3 dB por década (equivalente a duplicar la potencia acústica, porque el factor de multiplicación de la potencia= $10^{\text{incremento ruido en dB}/10}$). Este ascenso se ha atribuido principalmente al aumento en la navegación comercial (OSB, 2003; Southall, 2005; McDonald *et al.*, 2006). El número de buques mercantes que navega en los océanos del mundo es aproximadamente el doble en 2003 del que era en 1965, y el arqueo bruto se cuadruplicó, con el correspondiente aumento en potencia (McDonald *et al.*, op.cit.).

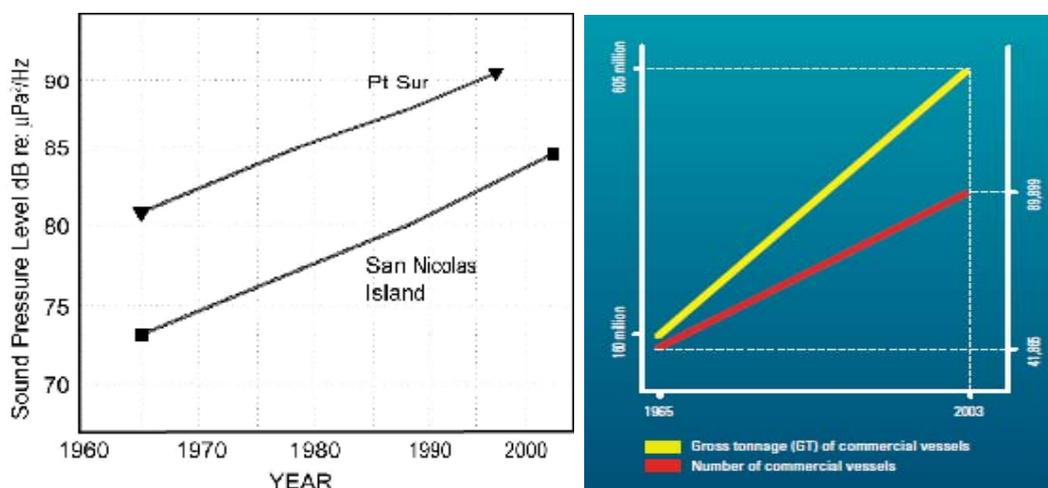


Figura III.4.1. Izquierda: Incremento de nivel en el ruido de fondo a bajas frecuencias (<300 Hz) en dos áreas del Pacífico Norte, denotando que se duplica la potencia acústica cada década (incremento de 3 dB) (Andrews *et al.*, 2002; McDonald *et al.*, 2006). Derecha: evolución del número de buques comerciales y de su tonelaje (amarillo, en millones de Tn) en los océanos (datos de Ross, 1993; figura de IFAW, 2008).

En general, la energía acústica producida por un buque aumenta en proporción a su tamaño, el desplazamiento, la velocidad y edad. Grandes buques de carga y rompehielos en el curso de su trabajo pueden producir ruido de baja frecuencia bajo el agua en el rango de 190 dB re $1 \mu Pa^2 / Hz$ a 1m (Richardson *et al.*, 1995; Erbe y Farmer, 2000). Entre los principales productores de sonido se encuentran los petroleros y buques de graneles sólidos, que, aunque suponen menos del 8% del número total de buques de la

flota comercial mundial, representan aproximadamente la mitad del tonelaje bruto (OSB, 2003). Con más de 10.000 superpetroleros comerciales, 6.000 graneleros de carga seca, 40.000 buques portacontenedores y 23.000 barcos de pesca que operan en todo el mundo, los buques grandes se encuentran entre las fuentes más ubicuas de ruido antrópico en los océanos (OSB, 2003; Hildebrandt, 2004). El ruido generado por buques de gran tamaño en movimiento rápido es bastante intenso: superpetroleros ≤ 195 dB re $1 \mu\text{Pa}^2/\text{Hz}$ a 1 m (Hildebrandt, 2004); buques mercantes ≤ 220 dB re $1 \mu\text{Pa}$ a 1 m (OSB 2003), y se concentra en los rangos de baja frecuencia (5-500 Hz). Estas fuentes de ruido son las más frecuentes cerca de los grandes puertos y a lo largo de las rutas de navegación más utilizadas y pueden propagarse a lo largo de distancias muy grandes, debido a su baja frecuencia. Esto conlleva un incremento del ruido de fondo marino incluso lejos de los puntos críticos de emisión. Es necesario realizar un análisis cuantitativo del tráfico marítimo, y de su evolución, específico para las aguas españolas, haciendo uso de los modernos sistemas AIS de identificación automática de los buques de gran eslora y con medidas paralelas del nivel de ruido ambiente.

La preocupación sobre el impacto de la contaminación acústica provocada por el tráfico marítimo se ha centrado tradicionalmente en los mysticetos (cetáceos con barbas), debido a que estas grandes especies usan sonidos graves, en bajas frecuencias, que se superponen con la banda principal de emisión del ruido de los barcos (Payne y Webb, 1971; Richardson *et al.*, 1995) (Figura III.4.2).



Figura III.4.2. Rangos de frecuencias a los que emiten generalmente los barcos y ecosondas de navegación, y a los que son sensibles los cetáceos con barbas (misticetos) y dientes (odontocetos).

Aunque la mayor parte del ruido de los barcos es de bajas frecuencias, por debajo de 600 Hz (OSB, 2003), trabajos recientes describen la emisión acústica de un carguero moderno con niveles, en bandas de 1/3 de octava a 30 kHz, por encima de los 150 dB_{RMS} re $1 \mu\text{Pa}$ a 1 m (Arveson y Venditis, 2000) y niveles de banda ancha (0,354 a 44,8 kHz) de 136 dB_{RMS} re $1 \mu\text{Pa}$ a >700 m de distancia (Aguilar Soto *et al.*, 2006). Estos niveles elevados a altas frecuencias (el ser humano sólo es capaz de oír hasta los 16-20 kHz) se registran ya a velocidades de navegación de 16 nudos. La mayor parte del ruido de un barco navegando a velocidades de más de 10 nudos se origina por la cavitación de las palas de la hélice, que produce burbujas que explotan ruidosamente (Figura. III.4.3), de modo que los componentes en altas frecuencias se relacionan normalmente con la velocidad de rotación del motor. Otros estudios de barcos rápidos con sistemas de propulsión distintos muestran también niveles de emisión elevados a medias y altas frecuencias (Browning *et al.*, 1997); este estudio describe el ruido de fast-ferries CAT, que comienzan a ser comunes en las aguas españolas, principalmente en Canarias. Las

emisiones en frecuencias medias y altas coinciden, y tienen el potencial de interferir, con las vocalizaciones de muchas especies de cetáceos odontocetos (Fig. III.4.2).



Figura III.4.3. *Izquierda:* Buque carguero. Existen más de 90.000 barcos de más de 100 toneladas de registro bruto en los océanos y el tráfico comercial de carga continúa incrementando. *Derecha:* Visualización de las burbujas de cavitación que genera una hélice al girar en un túnel de experimentación, produciendo ruido que llega a frecuencias altas. Figuras de IFAW (2008) y de Renilson-IFAW (2009).

Influencia del tipo de hélice y de la velocidad en el ruido

Los grandes buques tienen hélices que pueden ser de inclinación de las palas fija o variable. En las primeras se ha descrito que el ruido aumenta de forma proporcional a la velocidad. Arveson y Venditis (2000) midieron que el ruido emitido por un carguero ascendía proporcionalmente a $104 \cdot \log(\text{rpm})$, o unos 31 dB cada vez que se doblaba la velocidad. Otras medidas realizadas en barcos más pequeños observaron una relación lineal entre $\log(\text{velocidad})$ y el nivel de ruido en dB (McCauley *et al.*, 1996). En estos barcos la velocidad era aproximada por las rpm del barco (Renilson-IFAW, 2009). La misma tendencia de incremento del ruido dependiente de la velocidad se ha observado en otros estudios (Wittekind, 2008). La situación no es tan clara para los barcos con hélices de inclinación de palas variable. Aunque generalmente también experimentan un ascenso del ruido emitido al incrementar la velocidad (Kipple y Kollars, 2004), existen excepciones, debidas a que el control de la velocidad no se efectúa reduciendo las revoluciones, sino reduciendo la inclinación de las palas (y por tanto desplazando menos agua). Esto trae problemas, porque el cambio de inclinación crea cavitación y desciende la eficiencia de la propulsión, lo que se puede solucionar variando la relación "inclinación de palas-revoluciones" para cada velocidad, como hacen algunos barcos militares y podría ser aplicado en los barcos comerciales (revisado en Renilson-IFAW, op. cit.) En resumen, la reducción de velocidad conlleva un descenso de las emisiones acústicas en la gran mayoría de los barcos.

En el Comité de Protección de Medio Ambiente de la OMI (MEPC por sus siglas en inglés)⁷ se analizan cuáles son las fuentes más importantes de ruido submarino de frecuencia baja (inferior a 1 kHz) emitido por los buques comerciales. A este respecto los expertos del Grupo de trabajo por correspondencia sobre "ruido debido al transporte marítimo y sus efectos adversos en la fauna marina" recopilaron las siguientes observaciones:

- Southall, 2005: la mayoría (el 83%) del campo acústico que rodea a los buques de

⁷ Información extraída del informe técnico TEJEDOR, A., SAGARMINAGA, R. y ZORZO, P. 2012. Mitigación de los impactos del Tráfico Marítimo en aguas españolas. Proyecto LIFE+ INDEMARES.

gran tamaño es el resultado de la cavitación de la hélice.

- Southall y Scholik-Schlomer, 2008: Las medidas anteriores de la Southeast Alaska Acoustic Measurement Facility (SEAFAC) del Ejército de los Estados Unidos en buques dedicados a cruceros (cuyos sistemas de propulsión son parecidos a los de los buques comerciales grandes) indican que las principales fuentes de ruido proceden del sistema de propulsión y de la hélice. Se facilitaron espectros de buques representativos, que indicaban que los sistemas de propulsión contribuían principalmente a las frecuencias inferiores a 1000 Hz, mientras que las frecuencias superiores a 1000 Hz correspondían a la hélice.
- Southall y Scholik-Schlomer, 2008: los estudios de SEAFAC indican que el ruido emitido por la hélice depende en gran medida de la velocidad del buque.
- Rusell (Informe de ACCOBAMS de 2002) cita a Clark (1999); véase también Richardson y otros: con respecto a la contribución sonora debida al aumento del tráfico de buques grandes, Rusell cita a Clark diciendo que el ruido de la hélice es la fuente principal del aumento del sonido en la banda de frecuencias inferior a 100 Hz.
- Hatch y otros, 2008: en la gama de 10 a 1000 Hz (concentraciones en la banda de 10 a 400 Hz) y en los lugares de tráfico intenso del Santuario marino nacional Stellwagen Bank, donde los buques comerciales representaban el 78% del tráfico rastreado, la potencia acústica era el doble de la de los lugares con menos tráfico durante la mayor parte del periodo analizado (dos meses en 2006).
- Wright, 2008: la carga de empuje y el influjo no uniforme generan condiciones en puntos determinados de la trayectoria de las palas giratorias de la hélice en los que se forman burbujas de vapor de agua (es decir, cavitación).

Finalmente dicho Grupo de trabajo acordó que las hélices son la principal fuente de ruido submarino generado por los buques (MEPC 61/24). En ese contexto, el Comité observó que las medidas coordinadas y la investigación aplicada en las rutas de navegación podría traducirse en importantes avances para determinar qué tipos de buque y qué buques son más ruidosos, ya que reducir el nivel de ruido que emite un número relativamente pequeño de los buques más ruidosos es un posible modo de reducir de manera eficaz el aporte total de ruido del transporte marítimo al conjunto de ruidos en los océanos. Esta demanda de datos fiables sobre los ruidos submarinos puso de manifiesto la necesidad de elaborar la definición de un método adecuado de medición del ruido submarino procedente de los buques (esto es, los resultados de la labor del ISO/TC8/SC2 y/o la nueva norma ANSI/ASA S.12.64-2009/part1) para asegurarse de que pueden obtenerse resultados cuantitativos reproducibles.

El documento MEPC 62/19 de la OMI presentado en febrero 2012, facilita información sobre la elaboración de la Norma ISO 16554: Protecting marine ecosystem from underwater irradiated noise – Measurement and reporting of underwater sound radiating from merchant ships. En él se indica que la norma internacional se encuentra en la etapa de "proyecto de comité" (CD) y se solicitará la aprobación de que se registre como "proyecto de norma internacional" (DIS), con miras a su publicación en 2012. Cabe destacar que las normas ISO son aplicadas con carácter voluntario por el sector, según procede, y se elaboran en función de las necesidades del sector. La norma ISO 16554 está elaborándose a petición del Comité y de los sectores del transporte marítimo y de construcción de buques, los cuales desean disponer de una norma internacional fácil de aplicar y técnicamente viable para la medición del ruido submarino generado por los buques mercantes. La medición, según ha indicado el sector al ISO TC8/SC2, debería efectuarse en un breve intervalo de tiempo (unas horas), posiblemente durante la prueba de navegación oficial del buque de que se trate, finalizada su construcción y antes de su entrega.

Por su parte, el documento MEPC 62/INF.22 presentado por España facilita información relativa a la investigación sobre el ruido procedente del transporte marítimo y la biodiversidad marina, especialmente centrándose en los cetáceos.

Por último y dadas las implicaciones técnicas inherentes, el Comité decidió trasladar la discusión a un Subcomité específico a fin de elaborar las directrices técnicas para abordar la cuestión del ruido debido al transporte marítimo y sus efectos adversos en la fauna marina. En la actualidad, el MEPC está a la espera de que dicho Subcomite informe de los resultados sobre esta cuestión. Los resultados están previstos para el próximo MEPC 64 (Octubre 2012).

Barcos de media/pequeña eslora y recreo

Las embarcaciones pequeñas, de recreo y pesca, los barcos de observación de cetáceos, y barcos de transporte de viajeros, tales como transbordadores/ferries de alta velocidad, generan ruido, cuyas características dependen del tipo de motores, del tamaño de la embarcación y de su velocidad, con considerable variación individual entre buques de clases comparables. La cavitación de la hélice es generalmente el origen predominante del sonido en todos los barcos, y las embarcaciones rápidas y pequeñas tienden a crear sonido a frecuencias más altas, debido a las mayores velocidades de rotación de la hélice. Motores fuera borda grandes pueden producir niveles del orden de 175 dB re 1 μ Pa (Richardson *et al.*, 1995), así que en algunas zonas de gran tráfico de ocio marino el nivel de ruido submarino puede ser también alto. Además del ruido propio de la hélice, los cambios de marchas de los barcos pequeños, incluyendo embarcaciones neumáticas de uso común, tanto de motor intra como fueraborda, emiten pulsos de banda ancha de alta intensidad, habiéndose registrado niveles de hasta 200 dB re. 1 μ Pa_{pp} (Jentsen *et al.*, 2009). Los Jet-Ski/ 'Personal Aqua-Craft' (PWC) o motos acuáticas producen ruido por cavitación y por el flujo de agua. Son muy ruidosos en el aire y es necesario seguir trabajando para determinar sus niveles de emisión bajo el agua y posibles impactos. Para algunos trabajos sobre estas cuestiones, véase Evans *et al.*, 1992; Nowacek *et al.*, 1992; Nowacek *et al.*, 2001; Koschinski, 2001, Koschinski, 2005; Jentsen 2009

Ecosondas de navegación

Las ecosondas contribuyen parte del ruido generado por el transporte marítimo, al producir sonido por medio de transductores para localizar la profundidad del fondo marino, o bancos de peces. Se utilizan en casi todos los buques de gran eslora y en muchos barcos menores, incluyendo la mayoría de los pesqueros y un gran número de embarcaciones de recreo. Las ecosondas suelen tener un haz vertical centrado ($\sim 30^\circ$ - 60°) en un rango de frecuencia de 8-30 kHz para aguas profundas, con un nivel de fuente máximo de 220 dBp-p re 1 μ Pa a 1m, una duración máxima de pulso de 10 ms, y un ciclo de trabajo máximo de 1% (Moustier, 2004). Su rango de frecuencias coincide con el de muchos odontocetos, y el importante número de ecosondas de navegación en uso significa que esta fuente de sonido contribuye considerablemente al monto total de energía del ruido submarino antrópico. El rango de frecuencias de la ecosonda depende de la profundidad del fondo. El agua absorbe altas frecuencias más que bajas frecuencias, por lo tanto los transductores de baja frecuencia proporcionan las lecturas más profundas (frecuencias de menos de 50 kHz en aguas de más de 100-200 m de profundidad). Sin embargo, las frecuencias altas proporcionan mejor resolución y detalle en la pantalla. Si se examinan pantallas de 50 kHz y de 200 kHz simultáneamente se observa el mayor detalle en la pantalla de frecuencia alta. Este detalle podría mostrar cardúmenes de peces, cebo, estructuras, etc. Muchos sónares de pesca de frecuencia dual combinan la operación en baja y alta frecuencia en una sola pantalla/transductor. Esto les da las ventajas de ambos a los pescadores

profesionales pero produce una mayor contaminación acústica, innecesaria si se opera a profundidades de menos de 100 m, como es la mayoría de los casos en barcos de recreo y pescadores artesanales.

Extensión del problema

Las grandes líneas de tráfico generan ruido que se extiende a grandes distancias. Las frecuencias altas serán absorbidas en el proceso de difusión de la energía acústica pero las frecuencias graves dominan el ambiente marino a menos de 200-300 Hz en los océanos del Hemisferio Norte. La figura III.4.4 ejemplifica el nivel de saturación de las líneas de transporte marítimo en el Mediterráneo y en una zona del Este de EEUU, en ambos casos se afectan zonas marinas protegidas (el Santuario de Liguria y el Stellwagen Bank, respectivamente).

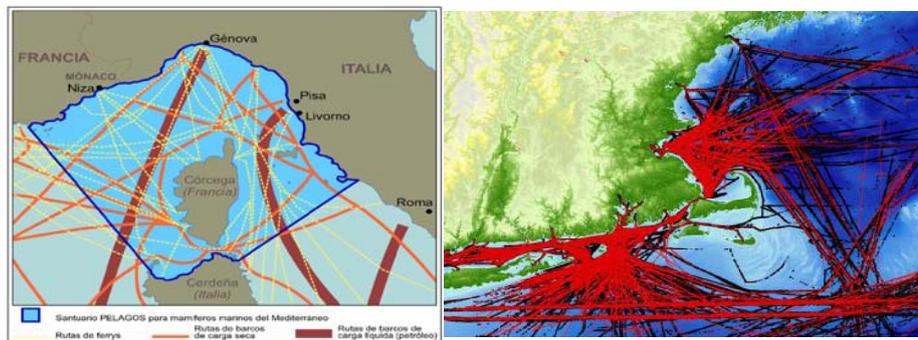


Figura III.4.4. *Izquierda:* Mapa de tráfico del Mar de Liguria, cortesía de Notarbartolo di Sciara (2007). *Derecha:* Mapa de tráfico de la costa de Massachusetts, cruzando el área protegida del Stellwagen Bank, cortesía de Hatch (2007).

III.4.B. IMPACTOS SOBRE LA FAUNA MARINA

Enmascaramiento de señales biológicas y del hábitat

El impacto más extendido de la contaminación acústica del tráfico marítimo es el incremento del ruido ambiente en los océanos, lo que produce un efecto de enmascaramiento de las señales acústicas utilizadas por la fauna marina. Esto presenta un impacto directo sobre las funciones biológicas mediadas por estas señales, tales como la comunicación, localización de presas/depredadores o la navegación. Para que una señal acústica sea efectiva, debe ser recibida con una intensidad superior a la del ruido ambiente. Dado que la transmisión del sonido conlleva pérdidas de intensidad, proporcionales a la distancia recorrida desde la fuente, el rango máximo al que un animal podrá detectar una señal se verá reducido de forma proporcional al incremento del ruido ambiente. Un ejemplo claro es el de las grandes ballenas con barbas, que se comunican a frecuencias muy bajas, detectables en época preindustrial incluso a centenares de kilómetros (Payne y Webb, 1971). Se desconoce si los grandes rangos de detección de estas vocalizaciones son necesarios para mantener la estructura social y localizar/atraer a parejas reproductoras potenciales en estas especies. El rango máximo de esta comunicación se ha reducido significativamente, al incrementarse el ruido de fondo en los océanos en 15 dB en las últimas décadas (Payne y Webb, 1971) y un ejemplo de este hecho se representa en la Figura III.4.5.

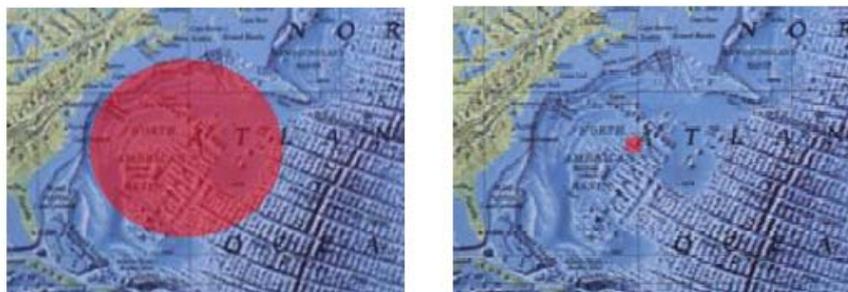


Figura III.4.5. Izquierda: Rango calculado de detección de las vocalizaciones del rorcual común (*Balaenoptera physalus*) antes del desarrollo del tráfico marítimo motorizado. Derecha: Rango actual calculado en base al incremento del ruido ambiente en las frecuencias graves utilizadas por el rorcual, enmascarándolas. Datos de Payne y Webb (1971), mapa cortesía de Clark para *Okeanus* (2009).

El descenso en el rango de detección producido por 15 dB más de ruido ambiente, a las frecuencias bajas coincidentes con las vocalizaciones de los misticetos, se calcula aplicando la ecuación del sónar, de la siguiente manera:

$$20\log_{10}(\text{Rango}_{1960}) = 20\log_{10}(\text{Rango}_{\text{actual}}) + 15 \text{ dB}$$

$$\text{Rango}_{\text{actual}} = 100/10^{(15/20)} = \mathbf{18\%} \text{ del rango en 1960}$$

Una reducción del radio de detección al 18% del de hace 50 años implica que el volumen de agua ensonificada por las vocalizaciones es mucho menor, dado que este volumen se relaciona con el radio elevado al cubo. Es posible que los animales puedan desarrollar técnicas de compensación a la elevación del ruido ambiente. Sin embargo, esta

drástica reducción de su rango de comunicación, a un 18% del que podían usar hace 50 años, se ha producido en un período menor que la longevidad de una ballena. Entre estos mecanismos de compensación podrían estar el aumentar la potencia de emisión, registrado por ejemplo en orcas (*Orcinus orca*) en las cercanías de barcos (Scheifele, 2005), o cambiar las frecuencias de las vocalizaciones, por ejemplo registrado en belugas (*Delphinapterus leucas*) cercanas a barcos (Lesagne *et al.*, 1999) y sugerido para ballenas francas a lo largo de varios años (Parks *et al.*) para que no coincidan con la mayor parte de la energía del ruido de los barcos. Sin embargo, frecuencias más altas se transmiten a menor distancia, lo que reduce su efectividad, y además la tendencia actual de los barcos es a incrementar su velocidad, lo que repercute en una emisión de ruido a mayores frecuencias debido a la cavitación. Por otra parte, los cambios del comportamiento vocal de los animales pueden estar limitados por su propia anatomía.

El efecto de enmascaramiento también puede repercutir en una menor distancia a la que pueden localizarse presas, bien por detección acústica pasiva de los propios ruidos de la presa, bien por ecolocalización activa de la misma. La ecolocalización se ha descrito en cetáceos con dientes y estos utilizan normalmente chasquidos de frecuencias altas, que llegan a los ultrasonidos. Por esta razón se consideró tradicionalmente que la ecolocalización no sería afectada por el tráfico marítimo. Trabajos recientes han demostrado que el ruido de los barcos puede llegar a los ultrasonidos (Arveson y Venditis 2000, Aguilar Soto *et al.*, 2006) y se observó una reducción de un 50% de la eficiencia alimentaria en un buceo de un zifio de Cuvier coincidente con el paso de un barco, que provocó un incremento en el ruido, a las frecuencias ultrasónicas de los chasquidos de ecolocalización de los zifios, de 15 dB_{RMS} re 1 µPa (Aguilar Soto *et al.*, op. cit.) Es importante indagar en la evolución de la contaminación acústica de altas frecuencias en los océanos y en aguas españolas, de lo que no existen datos en la actualidad.

Los cetáceos son depredadores de alto nivel en las redes tróficas y, por tanto, pueden ejercer un control *top-down* en las comunidades biológicas marinas. Sin embargo, el impacto de la contaminación acústica también puede funcionar como un proceso *bottom-up* en los ecosistemas marinos. Existen nuevas y crecientes evidencias de que un amplio rango de animales, algunos en la base de las redes alimentarias, como larvas de distintas especies de peces y crustáceos (Montgomery *et al.*, 2006; Tolimieri *et al.*, 2000; Leis *et al.*, 2002; Leis *et al.*, 2003; Jeffs *et al.*, 2003; Simpson *et al.*, 2004, 2005; Leis and Lockett, 2005; Radford *et al.*, 2008) usan el sonido para distintas funciones vitales. En el caso de algunas larvas, utilizan el sonido ambiente natural de la costa para orientarse en la fase de asentamiento, y por tanto podrían ser afectadas también por el incremento del ruido antrópico, si este coincide con las frecuencias utilizadas por las larvas para orientarse. Muchas de las larvas estudiadas corresponden a especies de importancia económica pesquera y es por tanto relevante indagar si la contaminación acústica puede interferir con la función vital de asentamiento larval. Aún se están comenzando a estudiar las características espectrales y niveles de los sonidos que utilizan estas especies (Simpson *et al.*, 2008), pero estos recientes descubrimientos son indicativos de la importancia del sonido para estructurar las comunidades marinas, y del poco conocimiento que aún tenemos sobre el funcionamiento de los procesos mediados por señales acústicas a lo largo de toda la red trófica. Por ello, es importante aplicar el principio de precaución y comenzar a controlar el nivel de ruido antrópico, dado que el tráfico marítimo produce contaminación acústica a escalas espaciales muy grandes, a frecuencias coincidentes con la mayor parte del ruido ambiente de importancia para la fauna, y ha elevado ya el nivel del contaminante "ruido" de forma significativa en los océanos.

Efectos de comportamiento

Los barcos tienen colisiones con cetáceos, siendo estas un importante factor de amenaza para la conservación de algunas especies. Una de las más afectadas es la ballena franca del norte (*Eubalaena glacialis*), amenazada de extinción y para la que se ha descrito que una reducción en las colisiones anuales podría invertir el declive de la población, que parece predecir su desaparición dentro de este siglo. A pesar del impacto claro de los barcos para estas ballenas, se ha comprobado que no reaccionan ante el ruido de las embarcaciones (Nowacek *et al.*, 2004), lo que indica que la falta de respuestas de comportamiento no es directamente extrapolable a una falta de impacto. En este contexto no es de extrañar que exista una gran variabilidad en las respuestas de comportamiento de distintos animales, e incluso a nivel intraespecífico, ante estímulos de ruidos de barcos. Se han observado efectos del ruido en el comportamiento de mamíferos marinos que pueden ser desde sutiles a severos (Richardson *et al.*, 1995). Por ejemplo, las reacciones pueden ser de simples cambios de orientación a respuestas de escape. Estas respuestas pueden tener costes energéticos directos y por tanto, podrían influir de forma indirecta sobre las actividades de alimentación, navegación y reproducción. Se han observado manatíes (*Trichechus manatus*) que responden a la aproximación de barcos (supuestamente detectados por el ruido emitido por los mismos) con una respuesta aparente de escape, cambiando orientación, tasa de coleteo y buceando hacia aguas más profundas (Nowacek *et al.*, 2004). Otro ejemplo es el de las belugas (*Delphinapterus leucas*) que evaden rompehielos a distancias de hasta 30-50 km (Finley *et al.*, 1999; Cosens y Ddueck, 1993) y reducen la tasa de emisión vocal al aproximarse los barcos (Lesage *et al.*, 1999). Variaciones en la tasa de emisión o en la longitud de las llamadas se han registrado también, por ejemplo, en delfines mulares (*Tursiops truncatus*) (Buckstaff, 2004) y orcas (*Orcinus orca*) (Foote *et al.*, 2004) expuestos a ruido de barcos.

Efectos fisiológicos

No existen pruebas de que el ruido de los barcos pueda ejercer efectos fisiológicos sobre los cetáceos, aunque se ha sugerido que se podrían producir de forma indirecta si el ruido causa estrés o por la exposición crónica a altos niveles de ruido. El hecho de que los animales puedan aprender a convivir con altos niveles de exposición sonora (por ejemplo poblaciones que habitan en las cercanías de líneas de tráfico marítimo) no implica que el ruido sea inocuo, sino que la evitación del área tiene un coste mayor para los animales, por ser una zona de reproducción, alimentación o simplemente a la que son fieles por causas evolutivas. Las respuestas fisiológicas al estrés siguen un patrón muy homogéneo en animales de diversos taxones estudiados en laboratorio (revisado en Wright *et al.*, 2008) y se han observado estas respuestas en exposiciones de ruido a animales de experimentación, por lo que no hay razón para deducir que los mamíferos marinos, u otra fauna con la que es difícil experimentar en condiciones controladas, estén libres de los impactos fisiológicos del estrés causados por el ruido. El estrés puede ser alimentario (si se reduce la eficiencia en la caza por enmascaramiento de la ecolocalización o de la detección pasiva de presas), social (se reducen los rangos de comunicación) o perceptivo (molestias que pueden producir cambios de comportamiento).

III.4.C MEDIDAS DE MITIGACIÓN

El tráfico marítimo no está obligado a mitigar su impacto acústico sobre el medio marino, a pesar de su aporte significativo al incremento del ruido ambiente en los océanos. Sin embargo, existen iniciativas de la Organización Marítima Internacional (OMI) para recopilar información sobre medidas técnicas de reducción de las emisiones sonoras de los buques, sobre su aplicabilidad y sobre las ventajas de estas medidas a nivel ambiental y económico (ver sección I). Una revisión realizada por uno de los componentes del grupo de trabajo de la OMI para el ruido del tráfico marítimo, la Fundación Internacional por el Bienestar Animal (IFAW), aporta una visión muy positiva acerca de las expectativas de reducción del ruido producido por grandes buques. Esta perspectiva se basa en que las diferencias en los niveles de emisión acústica, entre los buques más y menos ruidosos, es muy alta, lo que deja un amplio margen para reducir los niveles de ruido de los barcos más contaminantes acústicamente. Este objetivo se puede conseguir en base a mejoras y modificaciones técnicas, de los barcos ya construidos, y aplicando la mejor tecnología en la fase de diseño de los nuevos buques. La misma revisión de IFAW reconoce que una reducción del ruido hidroacústico producido por los barcos más ruidosos, en tan sólo 3 dB (en el 16% de los buques, que superan en una desviación típica el nivel medio de emisión a bajas frecuencias, estimado en 175 dB re 1 μ Pa), resultaría en una reducción significativa (un 40%) del área ensonificada a niveles de ruido medios (120 dB). Si la reducción de los niveles de emisión de este 16% de los barcos, los más ruidosos, fuera de 6 dB, el área ensonificada a 120 dB se reduciría en un 60%. Es decir, se pueden esperar mejoras importantes del ambiente acústico si se trabaja en reducir las emisiones acústicas de los buques que emiten mayor contaminación sonora. Es por ello relevante fomentar la aplicación de las medidas técnicas que reducen el ruido y mejoran la eficiencia de la propulsión de los barcos.

El ruido de los barcos se produce tanto directamente desde la hélice (u otro sistema propulsor) hacia el mar, como desde todo el barco, que re-radia las vibraciones que causan en el casco la propia maquinaria del buque y la propulsión de la hélice. Por tanto, se asume de forma general que la cantidad de ruido y vibraciones dentro del casco será proporcional a la cantidad de ruido emitido directamente al mar, aunque no existen estudios específicos a este respecto. Uno de los principales objetivos es reducir la cavitación, dado que esta fuente de ruido, cuando ocurre, domina sobre otros sonidos de la hélice (excepto el "singing") y de cualquier otro ruido hidroacústico del barco (Ligtelijn, 2007). Generalmente la cavitación es inevitable a velocidades medias y altas; la velocidad más baja a la que se comienza a producir cavitación es la denominada CIS (cavitation inception speed). Un barco que produce mucha cavitación está perdiendo energía en la creación de burbujas, que no se invierte en la propulsión del barco, por lo que la reducción de cavitación y la mejora de la eficiencia de la propulsión suelen ir en paralelo, ofreciendo un estímulo económico a las navieras para aplicar técnicas de reducción de ruido.

Los barcos mercantes existentes varían en rangos de emisión de hasta 40 dB entre los más y menos ruidosos. Esto significa que hay un gran potencial de reducir la cantidad total de energía acústica emitida al medio por el tráfico marítimo si descienden las emisiones de los barcos más ruidosos (Wittekind, 2008; Carlton y Dabbs, 2009). A continuación se exponen las medidas técnicas de reducción del ruido producido por grandes barcos, revisadas en profundidad por Renison-IFAW (2009).

Mantenimiento de las palas de las hélices ya existentes

Los daños inducidos por el uso en las palas reducen la eficiencia de la propulsión en hasta un 2% (Townsin *et al.*, 1985) e incrementan la cavitación, provocando por tanto un mayor ruido hidroacústico. El mantenimiento de las palas debería introducirse como un procedimiento rutinario dentro de las tareas a desarrollar cuando los buques pasan a dique seco para inspección y mantenimiento.

Se ha propuesto también que la mejora de la superficie de las palas con un antifouling nuevo, no tóxico, puede mejorar la eficiencia hasta un 6% (Mutton *et al.*, 2006, 2005; Atlar *et al.*, 2002). Estos productos pueden ser efectivos hasta 36 meses y podrían reducir el ruido emitido en algunas condiciones de carga de la hélice. Sin embargo los resultados sobre reducción de ruido han de ser aún investigados en profundidad.

Mecanismos de mejora del flujo del agua hacia la hélice

Un flujo uniforme y sin turbulencias resulta en un movimiento de propulsión más efectivo de la hélice. El flujo se ve alterado por la forma del casco y existen varios dispositivos que pueden instalarse en la popa, antes de la hélice, para mejorarlo. Esta mejora producirá una reducción de la cavitación y una mejora de la eficiencia de la propulsión. Los dispositivos son generadores de vortex, conductos de *Schneekluth* y de *Mewis*, etc. Diversos análisis de las empresas que diseñan estos dispositivos han observado una reducción de más de un 50% en los primeros armónicos generados por un barco (Johannsen, 2006), y reducciones del 5 al 12% en consumo de combustible; pero es necesario realizar análisis independientes para confirmar estos datos. La calidad del flujo ya existente en cada barco en funcionamiento, o previsible en los nuevos diseños, debe ser evaluada dado que los dispositivos de mejora de flujo pueden instalarse tanto en la fase de construcción del barco como *a posteriori*, durante una varada rutinaria. De nuevo, si se comprueba que se aumenta la eficiencia, esta medida puede tener tanto un efecto beneficioso tanto sobre el medio ambiente, al reducir el ruido emitido, como económico.

Diseño de nuevas hélices

Las hélices se diseñan para condiciones esperadas de uso que normalmente no se cumplen en la práctica, lo que genera funcionamientos fuera de diseño que aumentan las vibraciones y el ruido. Las condiciones que se predicen suelen ser del buque a plena carga y a una velocidad y distribución de flujo determinados, en aguas calmadas. Se aconseja llevar un registro de las condiciones de uso reales del barco, medias a lo largo de unos años de uso, y evaluar si es necesario modificar la hélice o adaptar una nueva, tanto para reducir ruidos como para mejorar la efectividad de la propulsión, lo que puede resultar económicamente beneficioso. Existen varios modelos de hélices que muestran diversos grados de reducción de vibraciones y ruidos en el casco, así como reducción de la cavitación. Los resultados específicos sobre la generación de ruido al mar no están aún probados en muchos casos y requieren aún de investigación. Uno de los modelos prometedores de nuevas hélices para grandes buques se ha diseñado por la empresa española SISTEMAR. Esta empresa ha inventado hélices denominadas CLT (Contracted and Loaded Tips) que reducen de forma significativa las vibraciones en el barco, así como el consumo para la propulsión (en un test comparativo realizado se midió un ahorro del 11,5% del combustible a igual velocidad y condiciones de mar). Aunque no se han hecho medidas específicas del ruido producido hacia el mar, sí se ha medido que el flujo de agua creado por la hélice CLT es mucho más concentrado y presenta una disipación de energía menor que las hélices tradicionales. Así mismo, los pulsos correspondientes al paso de las

palas de la hélice se ven reducidos a partir del segundo armónico, por lo que el nivel de ruido radiado al mar se espera que sea muy inferior al producido por una hélice convencional (Pérez Gómez *et al.*, 2006). Este y otros diseños de las palas de las hélices se muestran en la Figura III.4.6. En esta figura se presenta también un ejemplo de los diseños de modificaciones propuestas para la tapa de la hélice (D), que han resultado en reducciones de la cavitación, al recuperar parte de la energía rotacional que se pierde por el vértice de la hélice.

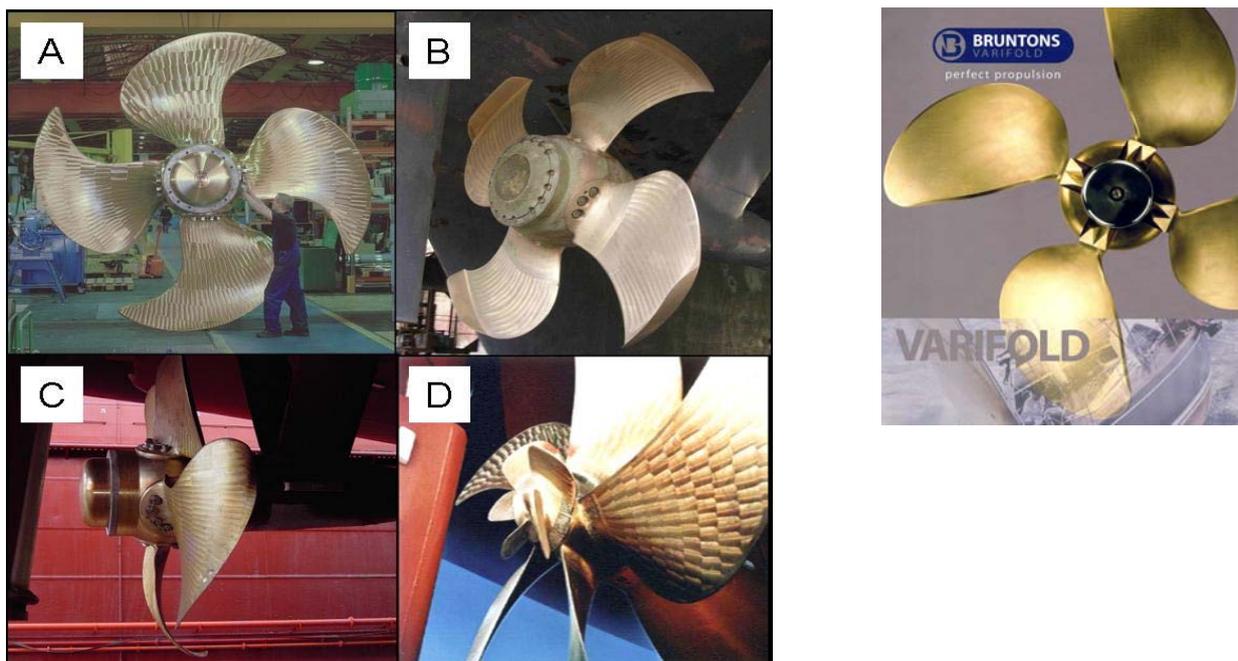


Figura III.4.6. *Izquierda:* Diseños de hélices propuestas para reducir vibraciones y ruidos y mejorar la eficiencia de la propulsión de grandes buques. Revisadas en Renison-IFAW (2009). A) Hélice de palas de alta curvatura (Highly skewed, MAN Diesel A/S Denmark) B) Hélice de puntas cargadas (Contracted and Loaded Tip -CLT- de SISTEMAR) C) Hélice Kappel (MAN Diesel A/S, Denmark); D) Hélice de Boss Cap Fins (Mitsui O.S.K.Techno-Trade). *Derecha:* ejemplo de hélice de reducción de ruido para barcos de media y pequeña eslora (Varifold)

Con respecto a barcos de pequeña y mediana eslora, los motores de cuatro tiempos son en general más silenciosos que los de dos tiempos. También se han desarrollado modelos de hélices que reducen la cavitación, con menor emisión de ruido, normalmente tienen un mayor número de palas en la hélice, como el ejemplo de la Figura III.4.6, llegando a tener cuatro o cinco palas en lugar de las tres de las hélices convencionales. La reducción en el ángulo de inclinación de las palas también parece reducir la cavitación. El hecho de que estas hélices se utilicen en submarinos da una idea de la mejora que producen en las emisiones de ruido, esencial para estos buques.

Montura del motor amortiguado

La instalación del motor en soportes provistos de amortiguación flexible, tanto en el casco como en su conexión al eje de rotación de la hélice, reduce la transmisión de sus vibraciones al agua.

Separador de agua de refrigeración

La instalación de un sistema de separación de los gases del motor y agua de refrigeración (que normalmente se expulsan juntos) reduce las burbujas y ruidos asociados en la salida del tubo de escape.

Insonorización de la sala de máquinas

El revestimiento de las salas de máquinas con material aislante del ruido reduce las emisiones sonoras dentro del barco, así como desde el casco hacia el mar.

Reducción del uso de ecosondas y fomento de ecosondas de alta frecuencia

Es recomendable restringir el uso de ecosondas de navegación en aguas someras a instrumentos que emitan en frecuencias altas, preferiblemente superiores a los 150 kHz (incluso 200 kHz, en zonas de posible distribución de marsopas, como las costas atlánticas). Esta medida reduce tanto el alcance espacial de los sonidos (al absorberse las altas frecuencias con gran rapidez) como su impacto sobre la fauna cercana, dado que hay pocas especies sensibles a más de 120 kHz y sólo un grupo de especies (marsopas, cachalotes pigmeo/enano) vocalizan hasta unos 180 kHz.

Las ecosondas se utilizan a veces de forma ininterrumpida, sin que exista una necesidad real. La mayoría de los barcos de recreo sólo las necesitan para las maniobras de acercamiento al fondeo. Los barcos de pesca deportiva y profesional en aguas someras utilizan también las ecosondas para localizar zonas de pesca tales como bajíos o roqueros. Esto indica que una campaña de sensibilización, enfocada a la reducción del uso de las ecosondas cuando no son necesarias, podría tener efectos directos amplios en el control de esta fuente de contaminación marina.

-III.5-

**DISPOSITIVOS DE EVITACIÓN
ACÚSTICA (PINGERS)**

III.5.A. CARACTERÍSTICAS DE LAS FUENTES

En muchas actividades pesqueras se realizan capturas accidentales de diversas especies no objetivo (bycatch), incluyendo mamíferos marinos, tortugas, peces y aves. Estas capturas pueden llegar a representar una seria amenaza de conservación para algunas especies y en áreas concretas. Por ejemplo, se estima que el número de marsopas (*Phocoena phocoena*) que muere cada año en el Atlántico noreste debido a esta causa, lo que se ha considerado insostenible. Por otra parte, algunas especies de cetáceos y pinnípedos han aprendido a beneficiarse de ciertas pesquerías humanas, depredando sobre las capturas realizadas en redes y anzuelos, así como interfiriendo con las instalaciones de acuicultura marina. Esta depredación tiene dos efectos perjudiciales principales para los mamíferos: aumenta su posibilidad de enmalle o enganche en las artes o redes de las jaulas de acuicultura, y fomenta ataques físicos directos de los pescadores y responsables de las jaulas, dado que el impacto socioeconómico sobre las actividades artesanales puede ser relativamente elevado.

Existen sistemas mecánicos en experimentación para reducir tanto las capturas accidentales de mamíferos, como su depredación de las capturas pesqueras humanas (refs). Sin embargo, la efectividad de estos sistemas está aún en experimentación y el mayor esfuerzo se ha invertido en el desarrollo de instrumentos acústicos que alerten a los mamíferos, o que los ahuyenten con sonidos que produzcan molestias sonoras de mayor o menor nivel. Estos sistemas acústicos, de los que existen múltiples modelos, se han denominado generalmente *pingers* y Dalgaard *et al.* (2009) proponen agruparlos bajo el nombre común de "AMD" (instrumentos de mitigación acústica o Acoustic Mitigation Devices). Sin embargo, este nombre no refleja que la efectividad de los pinger como medida de mitigación aún es discutida en muchos casos (refs), mientras que en otros se ha conseguido el objetivo de evitar la depredación por parte de los mamíferos, pero aparentemente a costa de desplazar espacialmente a las poblaciones problemáticas; en estos casos los pinger pueden constituir a la vez un medio de mitigación y una fuente de impacto. Por ello, aquí se propone que, si se adopta un nombre común, este sea Dispositivos de Evitación Acústica ("D-EVITA", o bien "AVD", por su nombre en inglés, Acoustic Avoidance Devices), dado que en todo caso la intención de los instrumentos es que los mamíferos eviten las artes de pesca o las jaulas de maricultura. Dalgaard *et al.* (op.cit.) proponen añadir al nombre el atributo de la finalidad de cada modelo de pinger, de modo que, con la nueva nomenclatura propuesta, los instrumentos se clasificarían como D-EVITAc o D-EVITAd, según se destinen a evitar las capturas accidentales de mamíferos, o la depredación de pesca/acuicultura por los mismos, respectivamente.



Figura III.5.1. Instrumento de evitación acústica (EvitA) utilizado para ahuyentar o alertar a los mamíferos marinos de las artes de pesca e instalaciones de maricultura

Los modelos de D-EVITA, desarrollados por múltiples empresas, se han clasificado tradicionalmente en dos tipos, según sus características (Northridge *et al.*, 2004):

Dispositivos acústicos de disuasión (ADD), su objetivo es advertir a los mamíferos marinos de la presencia de redes y otros aparejos de pesca, con el fin de evitar enredos o enganches. Emiten tonos de "advertencia" a relativamente baja intensidad y a frecuencias medias/altas. Las señales de los ADD tienen niveles de fuente de 130-150 dB re 1 μ Pa a 1m, con pulsos formados por señales de banda ancha entre 20-160 kHz o bien por tonos de 10 kHz. Los pulsos tienen una duración de 300 ms y se emiten a intervalos de 4 a 30 s.

Dispositivos de hostigamiento o acoso acústico (AHD) Su objetivo es proteger las artes de pesca o instalaciones de acuicultura de la depredación por parte de mamíferos marinos, principalmente focas y lobos marinos, aunque también algunos delfínidos. Están diseñados para causar malestar o dolor en los animales y operan principalmente en la gama de frecuencias bajas a medias (5 hasta 30 kHz). Los AHD tienen relativamente altos niveles de fuente de sonido (normalmente > 185 dB re 1 μ Pa @ 1m) y existen modelos de muy alta potencia, como el AIRMAR (10–40 kHz con un pico de intensidad a 27 kHz y 195 dB re μ Pa a 1 m) y Ferranti–Thompson Seal Scrammer (200 dB re 1 μ Pa a 25 kHz) (Petras, 2003, revisado en Dalgaard *et al.*, 2009) Algunos AHD emiten inicialmente tonos de baja intensidad, que va ascendiendo a lo largo de un minuto, mientras que otros modelos emiten siempre a gran intensidad. No existen datos del uso de estos sistemas en aguas nacionales, pero probablemente no están tan extendidos como los ADD

III.5.B IMPACTOS SOBRE LA FAUNA MARINA

Estos instrumentos constituyen indudablemente una fuente de contaminación sonora, sin embargo, en contextos en los que la conservación de una especie está amenazada por su captura accidental, la balanza se decanta por la urgencia requerida en reducir la mortandad. Por ejemplo, la amplitud de las capturas accidentales de marsopas ha hecho que el Consejo Europeo (Reglamento CE 812/2004) requiera actualmente el uso de ADD en aguas de la UE, en las redes de enmalle desplegadas desde barcos de más de 12 metros de eslora, aunque con salvedades temporales y espaciales, entre otras. Las marsopas tienen una distribución reducida en aguas nacionales, donde los problemas de capturas accidentales parecen afectar de forma más significativa a peces no objetivo y a tortugas que a mamíferos. Dado que estas especies no son sensibles a las frecuencias utilizadas por los D-EVITA, probablemente no sufran ningún tipo de impacto por su uso, pero tampoco se benefician de una reducción de las capturas accidentales.

Es difícil realizar una evaluación del impacto de los D-EVITA, porque se han realizado múltiples experimentos y los resultados obtenidos son tan diferentes que indican que existen múltiples parámetros interactuando, tales como la especie y diversas características de los dispositivos (Kastelein 1997, 2006). A este respecto, existen especies que parecen tener una mayor sensibilidad a la contaminación acústica. Por ejemplo, la completa eliminación de las capturas accidentales de zifios (familia Ziphiidae) en las pesquerías de deriva de California, desde que se comenzaron a usar D-EVITA en 1996, se ha interpretado como síntoma de la especial sensibilidad acústica de estas especies (Caretta, 2008). Ejemplos contrarios los dan varias especies de delfines, que parecen habituarse en minutos a la presencia de los dispositivos (Dalgaard Balle, 2006). En algunos casos los animales no sólo parecen habituarse rápidamente, sino que incluso pueden aprender a interpretar los sonidos como "llamadas a comer", identificando zonas donde la depredación es posible con facilidad (Geiger y Jeffries 1986; Mate y Harvey 1987; Jefferson y Curry 1994). Sin embargo, debe considerarse que el estímulo alimento es muy fuerte y la habituación de comportamiento no garantiza que los animales no se estén acercando a los dispositivos hasta recibir niveles potencialmente dañinos para su oído. En este sentido, los AHD, con niveles de emisión >185 dB re 1 μ P @ 1m, tienen el potencial de producir cambios temporales, e incluso permanentes, del umbral de sensibilidad acústica de las especies expuestas (Nachtigall *et al.*, 2004; Richardson *et al.*, 1995). Otro tipo de impactos fisiológicos, tales como respuestas de alerta (contracciones musculares reflejas) e incrementos de la tasa respiratoria, han sido observados en focas cautivas expuestas a sonidos de alta intensidad de AHD, y las focas parecieron no habituarse a estos sonidos particularmente intensos (Kastelein, 2006; Götz, 2008).

En aparente contradicción con la habituación observada en algunas especies, se ha observado que los D-EVITA pueden tener efectos pronunciados a medio-largo plazo en varias especies de cetáceos con dientes (odontocetos), cuyo rango de sensibilidad acústica coincide en muchos casos con las frecuencias medias-altas de estos dispositivos. Observaciones a largo plazo de la distribución de orcas (*Orcinus orca*) indicaron que los avistamientos disminuyeron significativamente en la zona de estudio a lo largo de siete años en los que una piscifactoría, equipada con D-EVITA, estuvo en funcionamiento (Morton y Symonds, 2002). En otro experimento se realizó un seguimiento de la abundancia de marsopas en una zona de pruebas, durante intervalos de 3 semanas con un emisor activo, seguidos de 3 semanas con el emisor inactivo. Este experimento mostró que las marsopas fueron desplazadas de una zona de al menos 3,5 km desde el emisor en funcionamiento (Olesiuk *et al.* 2002). Cabe esperar que los dispositivos de mayor nivel de emisión y a frecuencias más bajas (que sufren menos pérdida por absorción) tendrán rangos espaciales de afección mayores.

III.5.C. MEDIDAS DE MITIGACIÓN

El uso de los dispositivos de evitación acústica debe plantearse una vez se hayan agotado otras vías de solución alternativas a las interacciones pesca/maricultura y mamíferos marinos, incluyendo posibles modificaciones mecánicas de las artes de pesca o instalaciones de maricultura. Estas medidas mecánicas de mitigación de las interacciones son preferibles a las sonoras, pues no suponen un incremento de la contaminación acústica ni interfieren con el comportamiento de los animales. Así mismo, pueden beneficiar a otras especies que también sufren capturas accidentales, como peces condriktios o tortugas.

Una vez se llegue al punto de plantear el uso de D-EVITA, se solicitará una licencia administrativa y se iniciará un estudio con varias fases (Dalgaard *et al.*, 2009): 1) selección del modelo más adecuado de dispositivo; 2) experimentación en fase piloto para evaluar su efectividad; 3) seguimiento técnico de los dispositivos y de las interacciones, para comprobar si existe habituación y, en este caso, si afecta a la efectividad del dispositivo, así como si existen alteraciones relevantes del comportamiento o distribución de las especies. El requerimiento de licencia está avalado por el precedente de la legislación regional de Baleares, donde el uso de D-EVITA ha sido prohibido desde 2005, hasta que exista certidumbre científica sobre su efectividad en reducir la depredación, y en todo caso es necesario un permiso para la posesión de estos instrumentos. Es necesario desarrollar un censo de las unidades D-EVITA en aguas nacionales, y detener su proliferación hasta que se evalúe su impacto ambiental, como indica la resolución de ACCOBAMS sobre este tema. Asimismo, tal y como recoge el Informe de Alnitak MITIGA PESCA (Sagarminaga 2012), se recomienda la inclusión de un código digital de cada dispositivo con el fin de facilitar la monitorización de su uso.

A la hora de seleccionar dispositivos, se tenderá, en lo posible, a experimentar con modelos interactivos, que no emiten continuamente, sino que son activados manualmente desde el barco, o bien automáticamente cuando detectan vocalizaciones (chasquidos) de las especies de mamíferos involucradas en las interacciones. Hay que asegurar sin embargo que estos dispositivos interactivos no puedan arrancar con sonidos potencialmente dañinos si el cetáceo se encuentra a corta distancia. Así mismo, se dará preferencia a los dispositivos de menor potencia y mayor frecuencia de emisión, y se utilizará el menor número de dispositivos posible.

-III.6-

INVESTIGACIÓN



III.6.A. CARACTERÍSTICAS DE LAS FUENTES

Las actividades de investigación incluyen el uso de instrumentos acústicos, que a veces son de alta intensidad, para una gran variedad de objetivos. En algunos casos las señales acústicas se utilizan directamente para proporcionar información científica, mientras que en otros el sonido es un simple instrumento de localización y seguimiento de equipos en el mar. Los principales tipos de emisiones se presentan a continuación.

Sísmica y sónares de investigación y sondeo

La investigación geofísica utiliza sistemas de cañones de aire comprimido que pueden tener desde una o pocas unidades, hasta múltiples cañones (airgun arrays) comparables a los sistemas sísmicos de la prospección industrial de hidrocarburos. Para la descripción de los sonidos sísmicos ver el apartado III.2, aunque considerando que los sistemas científicos suelen ser de menor escala que los industriales.

Es frecuente que un estudio geofísico utilice, además del sistema de pistolas de aire comprimido, otros instrumentos acústicos. Existen varios diseños de ecosondas civiles que se usan para llevar a cabo diferentes tareas de investigación, tales como la realización de mapas batimétricos, o, a través de la evaluación de la energía reflejada ('backscatter'), para definir el relieve del lecho marino y la composición del subsuelo (sónares de barrido lateral, sónares multihaz), analizar las capas de sedimentos (perfiladores acústicos), o localizar peces u otros objetos que reflejan las señales sonoras en la columna de agua. Los sónares de estos tipos pueden estar montados en el casco o ser remolcados. Normalmente emplean señales de media y alta frecuencia, según el objetivo deseado y la profundidad de trabajo. Las ecosondas tipo multihaz emiten un conjunto de numerosos haces preformados de sonido, de forma perpendicular al eje del barco, con niveles de fuente con un pico nominal que llega a 239 dB re 1 μ Pa a 1m (Moustier, 2004; Hildebrand, 2004; Boebel *et al.*, 2005), o puede superarlo. Por ejemplo, Lamond-Doherty (2008) informan de un muestreo con uso combinado de un array sísmico de 20 cañones, acompañado de una sonda científica SIMRAD EM120, que emite series de pulsos con una duración/pulso de 2 a 15 ms, con los pulsos separados entre 5 a 20 s, dependiendo de la profundidad de muestreo (más profundidad implica menos pulsos y más largos). Los pulsos, centrados en 12 kHz de frecuencia, se emiten con un nivel de 242 dB_{RMS} re 1 μ Pa a 1m, formando un haz direccional de sólo 1° en el eje proa-popa y 150° en el eje babor-estribor. En el mismo muestreo se utiliza un perfilador acústico que emite un pulso por segundo, de 1-4 ms de duración, a frecuencias de 3,5 kHz y con un nivel de fuente de 204 dB_{RMS} re 1 μ Pa a 1m.

Sistemas de localización

El sistema RAFOS (Ranging and Fixing of Sound, localización y determinación de distancias a fuentes acústicas) utiliza sonidos de baja frecuencia (260 Hz, SL 180 dB re 1 μ Pa @ 1m, duración de señal de 80 s), emitidos desde transmisores fijos, para seguir y localizar receptores flotantes sumergidos, que se despliegan para investigar las corrientes oceánicas profundas, a distancias factibles de al menos 600 km (Rossby *et al.*, 1986). Se han fondeado transmisores RAFOS, durante períodos concretos, en muchas partes de los océanos del mundo (por ejemplo, NODC, 1996; Lankhorst *et al.*, 2004; WHOI, 2004; Gascard y Rouault, 2004; IFM-GEOMAR, 2005; BODC, 2006). Cabe señalar que todos estos instrumentos usan algoritmos avanzados de procesamiento de señales tipo "match

filter” (es decir, cuentan con un conocimiento *a priori* de la señal transmitida) para lograr los rangos de alcance de detección citados. Se desconoce si los sonidos son audibles para la fauna marina a las mismas distancias, debido al enmascaramiento de las señales por el ruido ambiente.

Correntímetros Doppler y liberadores acústicos

El sonido en el océano también se utiliza para muchas otras finalidades científicas. Ejemplos de las mismas son el uso de señales acústicas para localizar equipos y aparatos marinos sumergidos, así como de liberadores acústicos de estos equipos. Otros instrumentos comúnmente usados son los perfiladores acústicos de corrientes Doppler (ADCP). Estos pueden ir montados en el casco del buque o en boyas; miden la velocidad y dirección de las corrientes oceánicas, emitiendo una secuencia de impulsos sonoros de frecuencia muy alta que se analizan empleando el principio del “efecto Doppler”. Los contadores acústicos de corriente emiten y reciben impulsos de sonido para el estudio de las corrientes y las olas. Todos estos aparatos o bien usan frecuencias altas con una propagación/difusión del sonido de poco alcance o tienen niveles bajos de emisión.

Otros: termografía acústica y experimentos de transmisión

Se han realizado experimentos utilizando explosiones y transmisores acústicos para hacer pruebas científicas de propagación del sonido. Los más famosos son el de Perth-Bermudas y el de Heard Island (Shockley *et al.* 2000 cit. en Richardson *et al.* 1995). En el primero se detonaron cargas de profundidad cerca de Australia, dentro del canal profundo de transmisión acústica SOFAR, a través del cual el sonido de baja frecuencia se transmite largas distancias, con poca pérdida de energía. Estas detonaciones se detectaron a una distancia de 19.810 kilómetros, cerca de las Bermudas, a medio camino alrededor de la Tierra. En el segundo experimento se emitieron series de sonidos codificadas cerca de la isla Heard en el Pacífico Sur y estos sonidos se detectaron en todos los océanos del globo. Estos experimentos basaron el diseño posterior del controvertido estudio denominado ATOC (Acoustic Termography of the Oceans), de determinación de la temperatura de las aguas a través de las variaciones en la velocidad de transmisión del sonido (Figura III.6.1).

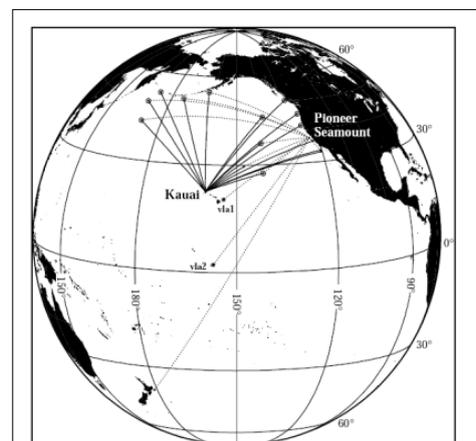


Figure 1-1 Location of the ATOC Sound Sources and Receivers

Figura III.6.1. Localización del punto de emisión sonora y de los receptores del experimento ATOC de termografía acústica de los océanos. Fuente: atoc.ucsd.edu

III.6.B. IMPACTOS SOBRE LA FAUNA MARINA

Se han registrado varamientos masivos de cetáceos (zifios, fam. Ziphiidae), de invertebrados (calamares gigantes, *Architeuthis*) y de peces (bacaladilla, *Micromesistius poutassou*) coincidentes con prospecciones sísmicas de investigación (Gentry, 2002; Malakoff, 2004; Guerra *et al.*, 2004). En el caso de los zifios, el buque implicado en los tres casos más conocidos (Galápagos 2000, California 2004, Islas Aleutianas 1994) fue el R.V. Maurice Ewing (de Lamond-Doherty Marine Observatory), quizá debido al gran volumen de los cañones de aire comprimido de su sistema de prospección (Diebold, J., director geofísico del buque, com. pers., 2003). La relación entre las actividades sísmicas y las mortandades de zifios son únicamente contextuales, sin que se hayan podido realizar análisis patológicos que confirmen la existencia de síntomas comunes en los animales varados. Así mismo, los varamientos se produjeron a veces a distancias considerables de la zona de prospección (270 millas en el caso de Galápagos, Gentry, op. cit.), lo que indica que, o bien las mortandades no se relacionaban con las actividades sísmicas, o bien los animales fueron afectados a grandes distancias o nadaron activamente para escapar de la fuente.

Existen dos eventos de varazones de calamares gigantes (*Architeuthis dux*), ambos en la costa Asturiana y coincidentes con prospecciones sísmicas industriales en 2001 (5 calamares) y con estudios geofísicos del buque Hespérides en 2003 (4 calamares). Las necropsias realizadas muestran impactos diferenciados en tejidos y órganos y afección a los órganos del equilibrio (estatocistos), por lo que los animales pudieron morir bien por impacto directo de la presión acústica, bien por desorientación causada por los daños en los estatocistos y posterior asfixia (Guerra *et al.*, 2004). En el evento de 2003 se registraron también varazones de bacaladilla pero no se realizaron análisis patológicos de estos peces.

Los varamientos de cetáceos asociados en espacio y tiempo con prospecciones sísmicas de investigación constituyen anécdotas circunstanciales, similares a las que asociaban a las actividades navales con varamientos masivos de zifios desde los años 80. Tan sólo a finales de los 90, y principalmente desde 2002, se consiguieron las evidencias patológicas necesarias para apuntalar la relación causa-efecto entre sónares y varamientos. Por ello, las evidencias contextuales, principalmente en ausencia de estudios dedicados y cuando se ven apoyadas por los daños fisiológicos observados en otras criaturas de profundidad, como los calamares gigantes, no deben descartarse, sino utilizarse como indicio de la necesidad de aplicar el principio de precaución.

No existen estudios empíricos sobre el impacto de las actividades de investigación más comunes (correntímetros Doppler, ecosondas científicas, liberadores acústicos de instrumental, etc) sobre la fauna marina. Por ello, para definirlos, se deben relacionar las características de los sonidos que se emiten y los impactos descritos para fuentes acústicas similares utilizadas en otras actividades, considerando las frecuencias, niveles y ciclos de emisión en cada caso. El impacto de los estudios de transmisión y termografía acústica ha sido muy debatido, dado que las altas potencias empleadas sugieren que podrían tener efectos a una gran escala espacial. Las observaciones de mamíferos marinos durante las transmisiones ATOC arrojaron resultados poco concluyentes, por las dificultades inherentes en evaluar respuestas de comportamiento a este tipo de emisiones.

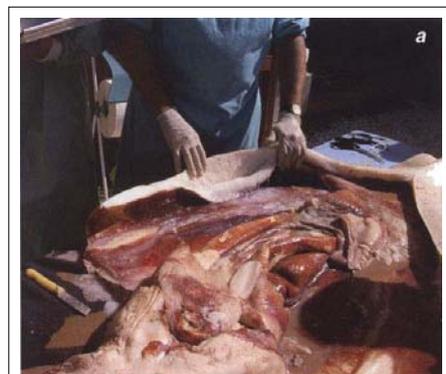


Figura III.6.2. Calamar gigante (*Architeuthis dux*), con daños tisulares causados por ondas acústicas, varado en Asturias en coincidencia con un estudio geofísico de prospección sísmica. Fuente: Guerra *et al.*, 2004.

III.6.C. MEDIDAS DE MITIGACIÓN

Las actividades de investigación que emitan contaminación acústica, desde instrumental específico de alta potencia (sistemas sísmicos, ecosondas científicas, etc), deben someterse a un sistema de permisos, otorgados a partir de un informe ambiental realizado por los promotores de la investigación.

En el informe ambiental se especificarán las características del instrumental a utilizar y el patrón temporal y espacial de las emisiones acústicas. Se definirá la necesidad del uso de los instrumentos acústicos para objetivos científicos concretos, así como la evidencia de que no existen ya datos similares, en poder de otras instituciones científicas o industriales, o de que estos son inaccesibles para los responsables de la investigación.

Las actividades científicas que impliquen prospecciones sísmicas o batimétricas se ceñirán, de forma proporcional a los niveles de emisión y frecuencias utilizadas, a las limitaciones impuestas a las actividades industriales, en cuanto a evitar épocas y localidades de cría o alimentación de especies protegidas o de interés alimentario, así como áreas con alguna figura de protección, ya sea por razones ambientales o pesqueras, a nivel regional, nacional o europeo. Del mismo modo, se exigirá la presencia de MMO a bordo (con las especificaciones indicadas en el Anexo 6) y se utilizarán los mismos protocolos que para una sísmica comercial en cuanto, al menos, el soft-start.

Los dispositivos acústicos a utilizar para cumplir cada objetivo científico se seleccionarán, en lo posible, considerando que el rango espacial de afección de las emisiones es inversamente proporcional a su frecuencia, y que el espectro ultrasónico es audible por una parte limitada de la fauna marina, por lo que las fuentes ultrasónicas, principalmente por encima de 160 kHz, presentan un menor riesgo de impacto ambiental.

BIBLIOGRAFÍA

- ACAImm//Advisory Committee on Acoustic Impacts on Marine Mammals 2006: Report to the Marine Mammal Commission, 1 February 2006. 136 pp
<http://mmc.gov/sound/committee/pdf/soundFACAreport.pdf>
- ACCOBAMS 2004: Second Meeting of Parties, Res. 2.16, "Assessment and Impact Assessment of Man Made Noise."
- AGUILAR DE SOTO, N.; JOHNSON, M.P. & MADSEN, P.T. 2005: Deep foraging of Pilot and Beaked whales: DTag results. Presentation/Abstract – European Cetacean Society's 19th Annual Conference, La Rochelle, 2nd-7th April 2005.
- AGUILAR SOTO, N.; JOHNSON, M.; MADSEN, P.T.; TYACK, P.L.; BOCCONCELLI, A. & BORSANI, J.F. 2006: Does intense ship noise disrupt foraging in deep-diving Cuvier's beaked whales (*Ziphius cavirostris*)? – Marine Mammal Science 22(3): 690-699.
- AGUILAR SOTO, N. 2006: Acoustic and diving behaviour of pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*) and Blainville's beaked whales (*Mesoplodon densirostris*) off the Canary Islands, with implications for effects of man-made noise and ship strikes. – PhD. Dept. Animal Biology, La Laguna University, Canary Islands.
- AKE, H.C.; ANSMANN, I.C.; LEWIS, K.M., PRATT, R. & VERBORGH, P. 2005: Behavioural responses to ferries by four small odontocetes. – Presentation to the 19th annual conference of the European Cetacean Society 2nd-7th April 2005 La Rochelle.
- ALONSO GARCÍA, E & TEJEDOR, A. 2005: "Report of the benefits of the Cabo de Gata TSS Displacement". – UNESCO CHAIR OF ENVIRONMENT ANNUAL REPORT 2005.
- ANDRÉ, M., MAS, M., SOLÉ, M., VAN DER SCHAAR, M., ÁLVAREZ BAQUERIZO, C., RODRÍGUEZ ROCH, L. 2009. Iniciativas Jurídicas referentes a la Contaminación Acústica Marina, Fase Segunda. Buenas Prácticas en la Gestión, Evaluación y Control de la Contaminación Acústica subacuática. Informe del Laboratorio de Bioacústica de la Universidad Politécnica de Cataluña al Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino.
- ANDREW, R.K.; HOWE, B.M.; MERCER, J.A & DZIECIUCH, M.A. 2002: Ocean ambient sound: Comparing the 1960's with the 1990's for a receiver off the California coast. Acoustic Research Letters Online 3(2):65-70.
- ARBELO, M., BERNALDO DE QUIRÓS, Y., SIERRA, E., MÉNDEZ, M., GODINHO, A., RAMÍREZ, G., CABALLERO, M.J., FERNÁNDEZ, A. 2008. Atypical beaked whale mass stranding in almeria's coasts: pathological study. Bioacoustics The International Journal of Animal Sound and its Recording, Vol. 17, pp. 293-323.
- ARVESON, P.T. & VENDITTIS, D.J. 2000: Radiated noise characteristics of a modern cargo ship. – J. Acous. Soc. Am. 107(1): 118-129.
- ASCOBANS 2003: Fourth Meeting of Parties, Res. 5, "Effects of Noise and of Vessels".
- ASOC/Antarctic and Southern Ocean Coalition 2006: An Update on Some Recent Issues Surrounding Noise Pollution. Information Paper submitted to the IXXX. ATCM/CEP IX.
- AU, W.W.L.; NACHTIGALL, P.E. & PAWLOSKI, J.L. 1999: Temporary threshold shift in hearing induced by an octave band of continuous noise in the bottlenose dolphin. – J. Acoust. Soc. Am. 106: 2251.
- AWI & DGP (eds.) 2004: Proceedings of the Conference on Impact of Acoustics on Marine Organisms, 17 – 19 June 2002, Berlin. – Polarforschung, 72 (2/3), ISSN 0032-2490.
- BAIN, D.E. & WILLIAMS, R. 2006: Long-range effects of airgun noise on marine mammals: Responses as a function of received sound level and distance. – IWC-SC/58E35.
- BALCOMB, K.C III 2006: Statement for The Report of the Advisory Committee on Acoustic Impacts on Marine Mammals to the Marine Mammal Commission, pp. A-1 – A-3.
<http://mmc.gov/sound/committee/pdf/soundFACAreport.pdf>
- BALCOMB, K.C. III & CLARIDGE, D.E. 2001: A mass stranding of cetaceans caused by naval sonar in the Bahamas. – Bahamas Journal of Science, 8(2): 2-12.
- BALCOMB, K.C III 2006: Statement for The Report of the Advisory Committee on Acoustic Impacts on Marine Mammals to the Marine Mammal Commission, pp. A-1 – A-3.
<http://mmc.gov/sound/committee/pdf/soundFACAreport.pdf>
- BANNER, A & HYATT, M. 1973: Effects of Noise on Eggs and Larvae of Two Estuarine Fishes. – Trans. Amer. Fish Soc. (No. 1, 1973).
- BARLOW, J. & GENTRY, R. 2004: Report of the NOAA Workshop on Anthropogenic Sound and Marine Mammals, 19-20 February 2004. U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-SWFSC-361, 24 p.
http://www.nmfs.hawaii.edu/tech/NOAA_Tech_Memo_361.pdf
- BARLOW, J. & GISINER, R. 2006: Mitigating, monitoring and assessing the effects of anthropogenic sound on beaked whales. Journal of Cetacean Research and Management 7(3): in press.
- BLACKWELL, S.B. E ; LAWSON, J.W. & WILLIAMS, M.T. 2004: Tolerance by ringed seals (*Phoca hispida*) to impact pile-driving and construction sounds at an oil production island. – J. Acoust. Soc. Am.

- 115(5):2346-2357.
- BLAXTER, J.H.S. & R.S. BATTY 1985: The Development of Startle Responses in Herring Larvae. – J. Mar. Biol. Ass., U.K. (1985) 65, 737-750.
- BODC/British Oceanographic Data Centre 2006: Monitoring the Atlantic Inflow toward the Arctic (MAIA). <http://www.bodc.ac.uk/projects/european/maia/>
- BOEBEL, O.; BORNEMANN, H.; BREITZKE, M.; BURKHARDT, E.; KINDERMANN, L.; KLINCK, H.; PLÖTZ, J.; RUHOLL, C. AND SCHENKE, H.-W. (2005): Risk Assessment of ATLAS HYDROSWEEP DS-2 Hydrographic Deep Sea Multi-beam Sweeping Survey Echo Sounder. – Poster presented to the international US-MMC/JNCC/UK Workshop: Policy on Sound and Marine Mammals; 28-30 September 2004, London, UK. http://mmc.gov/sound/internationalwrkshp/pdf/poster_03boebel.pdf
- BOWLES, A. E.; SMULTEA, M.; WÜRSIG, B.; DEMASTER, D. P. & PALKA, D. 1994: Relative abundance and behaviour of marine mammals exposed to transmissions from the Heard Island Feasibility Test. – Journal of the Acoustical Society of America, 93, 2469-2484.
- BRAZIL CONAMA 2004: National Environment Council Res. 305 (July 2004).
- BROWNELL, R.L. jr. 2004: Oil development threats to western gray whales off Sakhalin Island. – IWC SC/56/BRG39.
- BROWNELL, R.L. jr. 2005: Overview of recent stranding database. – ECS Workshop: Research priorities to reduce risk to beaked whales from military sonar. La Rochelle, 3 April 2005.
- BROWNELL, R.L. jr., MEAD, G.G.; VAN HELDEN, A.L.; YAMADA, T.K. & FRANTZIS, A. 2005: Worldwide mass strandings of beaked whales: Retrospective review and causes. – Presentation/Abstract 19th Annual Conference of the European Cetacean Society, La Rochelle, 2-7 April 2005.
- BROWNELL, R.L., JR.; YAMADA, T.; MEAD, J. AND VAN HELDEN, A.L. 2004: Mass strandings of Cuvier's beaked whales in Japan: U.S. Naval acoustic link? Paper SC/56/E37 presented to the IWC Scientific Committee, June 2004.
- BSH 2006: (in German) http://www.bsh.de/de/Das%20BSH/Presse/Pressearchiv/Pressemitteilungen2006/09-2006_anlage.pdf
- CALDWELL, J. & DRAGOSSET, W. 2000: "A brief overview of seismic airgun-arrays". The Leading Edge 19(8): 898-902.
- CASTELLOTE M. 2007. General review of protocols and guidelines for minimizing acoustic disturbance to marine mammals from seismic surveys. J Int Wild Law Policy 10: 273-288.
- CCC/CALIFORNIA COASTAL COMMISSION 2002: Consistency Determination No. CD-14-02, USGS, 2002 Southern California seismic survey.
- CDoT/CALIFORNIA DEPARTMENT OF TRANSPORT 2001b: San Francisco – Oakland Bay Bridge East Span Seismic Safety Project – Pile Installation Demonstration Project, August 2001, "Marine Mammal Impact Assessment". – PIDP EA 012081, Caltrans Contract 04A0148, Task Order 205.10.90 PIDP 04-ALA-80-0.0/0.5.
- CHICOTE, C.A.; CASTELLOTE, M. Y GAZO, M. 2011 Prospecciones Sísmicas Marinas: Acuerdo de medidas de mitigación del efecto en los cetáceos de aguas españolas e identificación de áreas sensibles. Informe técnico SUBMON para DG Medio Natural MARM.
- CLARK, C.W. & GAGNON, G.C. 2006: Considering the temporal and spatial scales of noise exposures from seismic surveys on baleen whales. – Paper SC/58/E9 presented to the IWC Scientific Committee, June 2006.
- CMS/Convention on Migratory Species (2005): Resolution 8.22 "Adverse Human Impacts on Cetaceans". http://www.dot.ca.gov/dist4/documents/mmfinal_report_80901.pdf
- COUNCIL REGULATION (EC) No 812/2004 of 26.4.2004 laying down measures concerning incidental catches of cetaceans in fisheries. Official Journal of the European Union, 30.4.2004. http://europa.eu.int/eur-lex/pri/en/oj/dat/2004/l_185/l_18520040524en00040012.pdf
- COX, T.M., RAGEN, T.J., READ, A.J., VOS, E., BAIRD, R.W., BALCOMB, K., BARLOW, J., CALDWELL, J., CRANFORD, T., CRUM, L., D'AMICO, A., D'SPAIN G., FERNÁNDEZ, A., FINNERAN, J., GENTRY, R., GERTH, W., GULLAND, F., HILDEBRAND, J., HOUSERP, D., HULLAR, T., JEPSON, P.D., KETTEN, D., MACLEOD, C.D., MILLER, P., MOORE, S., MOUNTAIN, D.C., PALKA, D., PONGANIS, P., ROMMEL, S., ROWLES, T., TAYLOR, B., TYACK, P., WARTZOK, D., GISINER, R., MEADS, J. & BENNER, L. 2006: Understanding the impacts of anthropogenic sound on beaked whales. – J. Cetacean Res. Manage. 7(3): 177-187.
- ROLL, D., C.W. CLARK, A. ACEVADO, B. TERSHY, S. FLORES, J. GEDAMKE, & J. URBÁN 2002: Only male fin whales sing loud songs. – Nature 417 (2002): p. 809.
- CRUM, L.A. & Mao, Y. 1996: Acoustically enhanced bubble growth at low frequencies and its implications for human diver and marine mammal safety. J. Acoust. Soc. Am. 99, 2898-2907 (1996).
- CRUM, L.A.; BAILEY, M.R.; GUAN, J.; HILMO, P.R.; KARGL, S.G.; MATULA, T.J. & SAPOZHNIKOV, O.A. 2005: Monitoring bubble growth in supersaturated blood and tissue ex vivo and the relevance to marine mammal bioeffects. Acoustics Research Letters Online, DOI: 10.1121/1.1930987.
- DALTON, R. 2006: More whale strandings are linked to sonar. – Nature 440 [News]: 594.

- D'AMICO, A. (ed.) 1998: Summary Record, NATO-SACLANTCEN Bioacoustics Panel, La Spezia, Italy, 15 June 1998. – NATO-SACLANTCEN M-133 with Annex A-CCC, Unclassified.
- DAVID, J.A. 2006: Likely sensitivity of bottlenose dolphins to pile-driving noise. – *Water and Environment Journal* 20: 48–54.
- DE BUHR, I., PROKON NORD 2001: 5. Umweltverträglichkeitsuntersuchung am Beispiel des Offshore-Windparks "Borkum-West". – Tagungsband Kongress: Offshore - Windenergienutzung und Umweltschutz - Integration von Klimaschutz, Naturschutz, Meeresschutz und zukunftsfähiger Energieversorgung (Berlin, 14. / 15. Juni 2001), Block IV: Aktuelle Forschungsarbeiten und Forschungsergebnisse.
http://www.erneuerbare-energien.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/tagungsband_block4.pdf
- DE QUIRÓS *et al.* 2012: Decompression vs. decomposition: distribution, amount, and gas composition of bubbles in stranded marine mammals. (4. Juni 2012) – *Frontiers in physiology*
- DEFRA/Department for Environment, Food and Rural Affairs 2003: Preliminary investigation of the sensitivity of fish to sound generated by aggregate dredging and marine construction. Project AE0914 Final Report
http://www.defra.gov.uk/science/project_data/documentlibrary/ae0914/ae0914_1105_frp.doc
- DEGN, U. 2002: Measurements of noise induced from offshore wind turbines and ambient noise in the sea water. Odegaard & Danneskiold-Samsøe A/S, 2. GIGAWIND Symposium, Hannover, Germany.
- DEGOLLADA, E.; ARBELLO, M.; ANDRÉ, M.; BLANCO, A. & FERNÁNDEZ, A. 2003: Preliminary ear analysis report of the 2002 Canary Islands Ziphius mass stranding. – European Cetacean Society (ECS) 17th Annual Conference, Gran Canaria, 9-13 March 2003.
- DERUITER, S.L.; TYACK, P.; LIN, Y.-T.; NEWHALL, A.E.; LYNCH, J. & MILLER, P.J.O. 2006: Modeling acoustic propagation of airgun array pulses recorded on tagged sperm whales. – *IWC-SC/58/ForInformation1*.
- DIARIO DE SESIONES DEL CONGRESO DE LOS DIPUTADOS 2004, número de expediente 180/000345
- DINTER, W.P. 2004: Impacts of Anthropogenic Water-Borne Noise on Marine Mammals. pp. 115-127 in: Proceedings of the 13th symposium „Recent Problems of the Marine Environment, 3-4 June 2003“, BSH Hamburg, for the Federal Ministry of the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (in German with an English abstract).
- DOTINGA, H.M. & A.O. ELFERINK 2000: "Acoustic Pollution in the Oceans: The Search for Legal Standards," *Ocean Development and International Law* 31 (2000): pp. 151-82.
- DRAGOSSET, W. 1990: "Airgun array specs: A tutorial". *Geophysics* 24-32.
- DRAGOSSET, W. 2000: "Introduction to airguns and airgun arrays". *The Leading Edge* 19(8): 892-897.
- D'SPAIN, G.L.; D'AMICO, A. & FROMM, D.M. 2006: Properties of the underwater sound fields during some well documented beaked whale mass strandings. – *Journal of Cetacean Research and Management*, Volume 7, Issue 3, Winter 2005/06: 223-238.
- EDRÉN, S.M.C.; TEILMANN, J.; DIETZ, R. & CARSTENSEN, J. 2004: Effects from the construction of Nysted Offshore Wind Farm on seals in Rødsand seal sanctuary based on remote video monitoring. Report request. Commissioned by ENERGI E2 A/S. Ministry of the Environment, Denmark. 33 p.
http://www.nystedhavmoellepark.dk/upload/pdf/SealsVideo_2004.pdf
- ENGÅS, A.; LØKKEBORG, S.; ONA, E. & SOLDAL, A.V. 1996: Effects of seismic shooting on local abundance and catch rates of cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*). – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53 (1996): pp. 2238-2249.
- ENGEL, M.A.; MARCONDES, M.C.C.; MARTINS, C.C.A.; LUNA, F.O.; LIMA, R.P. & CAMPOS, A. 2004: Are seismic surveys responsible for cetacean strandings? An unusual mortality of adult humpback whales in Abrolhos Bank, Northeastern coast of Brazil. Paper SC/56/E28 presented to the IWC Scientific Committee, June 2004.
- ENVIRONMENT AUSTRALIA 2001: Guidelines on the application of the Environment Protection and Biodiversity Conservation Act to interactions between offshore seismic operations and larger cetaceans, ISBN 064254784X (Oct. 2001).
- ERBE, C. & FARMER, D.M. 2000: Zones of impact around icebreakers affecting beluga whales in the Beaufort Sea. *J. Acoust. Soc. Am.* 108(3): 1332-1340.
- ESPINOSA DE LOS MONTEROS, A.; ARBELO, M.; CASTRO, P.; MARTÍN, V.; GALLARDO, T. & FERNÁNDEZ, A. 2005: New beaked whale mass stranding in Canard Islands associated with naval military exercises (Majestic Eagle). Presentation/Abstract – 19th Annual Conference of the European Cetacean Society, La Rochelle, 2nd-7th April 2005.
- EUROPEAN PARLIAMENT 2004: Resolution B6-0018/2004 (October 21, 2004).
http://www.europarl.eu.int/omk/sipade3?SAME_LEVEL=1&LEVEL=5&NAV=S&LSTDOC=Y&DETAIL=&PUBREF=-//EP//TEXT+TA+P6-TA-2004-0047+0+DOC+XML+V0//EN
- EVANS, P. G. H.; CANWELL, P.J. & LEWIS, E. 1992: An experimental study of the effects of pleasure craft noise upon bottle-nosed dolphins in Cardigan Bay, West Wales. *European Research on Cetaceans* 6: 43-46.
- EVANS, P.G.H. & MILLER, L.A. 2004: Proceedings of the Workshop on Active Sonar and Cetaceans held at

- the European Cetacean Society's 17th Annual Conference, Las Palmas, Gran Canaria, 8th March 2003. – ECS Newsletter No. 42 Special Issue.
- FERNÁNDEZ, A.; CASTRO, P.; MARTÍN, V.; GALLARDO, T. & ARBELO, M. 2004b: New beaked whale mass stranding in Canary Islands associated with naval military exercises (Majestic Eagle 2004)? – Poster at U.S.MMC-Sound Program, International Policy Workshop on Sound and Marine Mammal, 28-30 September 2004. http://mmc.gov/sound/internationalwrkshp/pdf/abstract_06fernandez.pdf
- FERNÁNDEZ, A. 2006 a: Varamiento y Muerte de Zifios (*Z. cavirostris*) en las Costas de Almería (Andalucía), España (26-27 de Enero de 2006)/Beaked whale (*Z. cavirostris*) mass stranding on Almería's coasts in Southern Spain“(26th – 27th January, 2006). - Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Nota de Prensa: Informe patológico zifios Almería/Press release: Preliminary pathological study.
- FERNÁNDEZ, A. 2004: Pathological findings in stranded beaked whales during the naval military manoeuvres near the Canary Islands. – pp. 37-40 *in*: EVANS, P.G.H. & MILLER, L.A. (eds.): European Cetacean Society 17th Annual Conference. Proceedings of the workshop on Active Sonar and Cetaceans. Las Palmas, 8.03.2003. – ECS Newsletter No. 42 - Special Issue Feb. 2004.
- FERNÁNDEZ, A. 2006 b: Pathology of stranded beaked whales associated 'temporally and spatially' with naval exercises. – *in*: Report of the IWC Scientific Committee 2006 (IWC/58/Rep1), para 12.3.7, pp. 52 *and* Report of the Standing Working Group on Environmental Concerns ("E") of the IWC Scientific Committee, Annex K, para 8.5.1, pp. 27-30
http://www.iwcoffice.org/documents/sci_com/SCRepFiles2006/SCREPNEW-GPD.pdf
[http://www.iwcoffice.org/documents/sci_com/SCRepFiles2006/Annex%20K\[FINAL\]sq.pdf](http://www.iwcoffice.org/documents/sci_com/SCRepFiles2006/Annex%20K[FINAL]sq.pdf) .
- FERNÁNDEZ, A.; ARBELO, M.; DEAVILLE, R.; PATTERSON, I.A.P.; CASTRO, P.; BAKER, J.R.; DEGOLLADA, E.; ROSS, H.M.; HERRÁEZ, P.; POCKNELL, A.M.; RODRÍGUEZ, F.; HOWIE, F.E.; ESPINOSA, A.; REID, R.J.; JABER, J.R.; MARTIN, V.; CUNNINGHAM, A.A. & JEPSON, P.D. 2004a: Beaked Whales, Sonar and Decompression Sickness. – *Nature* 10: 1038.
- FERNÁNDEZ, A.; CASTRO, P.; MARTÍN, V.; GALLARDO, T. & ARBELO, M. 2004 b: New beaked whale mass stranding in Canary Islands associated with naval military exercises (Majestic Eagle 2004)? – Poster at U.S.MMC-Sound Program, International Policy Workshop on Sound and Marine Mammal, 28-30 September 2004. http://mmc.gov/sound/internationalwrkshp/pdf/abstract_06fernandez.pdf
- FERNÁNDEZ, A.; EDWARDS, J. F. ; RODRÍGUEZ, F.; ESPINOSA DE LOS MONTEROS, A.; HERRÁEZ, P.; CASTRO, P.; JABER, J. R.; MARTÍN, V. & ARBELO, M. 2005 b: Gas and fat embolic syndrome involving a mass stranding of Beaked Whales (Family Ziphiidae) exposed to anthropogenic sonar signals. – *Veterinary Pathology*, 42:446-457.
- FERNÁNDEZ, A.; MENDEZ, M. ; SIERRA, E. ; GODINHO, A. ; HERRÁEZ, P. ; ESPINOSA DE LOS MONTEROS, A.; RODRÍGUEZ, F.; & ARBELO, M. 2005 a: New gas and fat embolic pathology in beaked whales stranded in the Canary Islands. Presentation/Abstract – European Cetacean Society's 19th Annual Conference, La Rochelle, 2nd-7th April 2005.
- FERNÁNDEZ A, SIERRA E, MARTÍN V, MÉNDEZ M, SACCHINI S, ET AL. (2012) LAST "ATYPICAL" BEAKED WHALES MASS STRANDING IN THE CANARY ISLANDS (JULY, 2004). *J MARINE SCI RES DEV* 2:107. DOI:10.4172/2155-9910.1000107
- FINNERAN, J.J.; SCHLUNDT, C.E.; CARDER, D.A.; CLARK, J.A.; YOUNG, J.A.; GASPIN, J.B. & RIDGWAY, S.H. 2000: Auditory and behavioral responses of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and a beluga whale (*Delphinapterus leucas*) to impulsive sounds resembling distant signatures of underwater explosions. – *J. Acoust. Soc. Am.* 108: 417-431.
- FINNERAN, J.J.; SCHLUNDT, C.E.; DEAR, R.; CARDER, D.A. & RIDGWAY, S.H. 2002: Temporary shift in masked hearing thresholds in odontocetes after exposure to single underwater impulses from a seismic watergun. – *J. Acoust. Soc. Amer.* 111: 2929-2940.
- FOOTE, A.D.; OSBORNE, R.W.; HOELZEL, A.R. 2004: Whale-call response to masking boat noise. *Nature*, Vol. 428, 29 April 2004: p. 910.
- FRANTZIS, A. 1998: Does acoustic testing strand whales? *Nature*, 392:29.
- FRANTZIS A. & CEBRIAN, D. 1999: A rare, atypical mass stranding of Cuvier's beaked whales. Cause and implications for the species biology. – *In*: European Research on Cetaceans - 12. Proc. 12th Ann. Conf. ECS, Monaco, 20-24 January 1998, pp. 332-335.
- FRANTZIS, A. 2004. The first mass stranding that was associated with the use of active sonar (Kyparissiakos Gulf, Greece, 1996). Pp. 14-20 *in*: EVANS, P.G.H. & MILLER, L.A. (eds.) 2004: European Cetacean Society 17th Annual Conference: Proceedings of the Workshop on Active Sonar and Cetaceans. Las Palmas, Gran Canaria, 8th March 2003, European Cetacean Society Newsletter, No. 42. Special Issue.
- FREITAS, L. 2004: The stranding of three Cuvier's Beaked Whales *Ziphius cavirostris* in Madeira Archipelago – May 2000. – pp. 28-32 *in*: EVANS, P.G.H. & MILLER, L.A. (eds.) 2004: European Cetacean Society 17th Annual Conference: Proceedings of the Workshop on Active Sonar and Cetaceans. Las Palmas, Gran Canaria, 8th March 2003, European Cetacean Society Newsletter, No. 42. Special Issue.

- FRISTRUP, K.M., HATCH, L.T. & CLARK, C.W. 2003: Variation in humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) song length in relation to low-frequency sound broadcasts. – Journal of the Acoustical Society of America 113(6): 3411-3424.
- GASCARD, J-C. & ROUAULT, C. 2004: Arctic-Subarctic Ocean Flux Array for European Climate: North (ASOF-N) – Annual Report 2004, WP 1 Status report of float deployment.
http://www.awi-bremerhaven.de/Research/IntCoop/Oce/ASOF/results-reports/deliv-2004/D_1_2.pdf#search=%22RAFOS%20site%3Aawi-bremerhaven.de%22
- GAUSLAND, I. 2003: Seismic Surveys Impact on Fish and Fisheries. – Report for Norwegian Oil Industry Association (OLF).
- GEIGER, A. & JEFFRIES, S. J. 1986: Evaluation of seal harassment techniques to protect gillnetted salmon. – Final Rept. to U.S. Marine Mammal Commission, Contract Rpt. #83-ABC-00133. 27 pp.
- GENTRY, R. 2002: Mass Stranding of Beaked Whales in the Galapagos Islands, April 2000. – http://www.nmfs.noaa.gov/pr/pdfs/health/galapagos_stranding.pdf
- GOOLD, J.C. & COATES, R.F.W. 2006: Near Source, High Frequency Air-Gun Signatures. – IWC-SC/58/E30.
- GOOLD, J.C. & P.J. FISH: 1998. Broadband spectra of seismic survey airgun emissions, with reference to dolphin auditory thresholds. J. Acous. Soc. Am. 103(4):2177-2184.
- GOOLD, J.C. & P.J. FISH: 1999. Response to "Comments on Broadband spectra of seismic survey airgun emissions, with reference to dolphin auditory thresholds." J. Acous. Soc. Am. 105(3):2049-2050.
- GORDON, J., GILLESPIE, D., POTTER, J., FRANTZIS, A., SIMMONDS, M., SWIFT, R. & THOMPSON, D. 2004: The effects of seismic surveys on marine mammals. Marine Technology Society Journal, 37, 16-34. HILDEBRAND, J. 2004: "Overview of Human-Made Sound Sources in the Marine Environment." Presentation to the joint MMC and JNCC Workshop, London 28 September 2004. Scripps Institution of Oceanography, University of California San Diego, LA Jolla, CA.
<http://mmc.gov/sound/internationalwrkshp/pdf/hildebrand.pdf>
- GORDON, J.C.D.; GILLESPIE, D.; POTTER, J.; FRANTZIS, A.; SIMMONDS, M.P. & SWIFT, R. 1998: The Effects of Seismic Surveys on Marine Mammals. – in: TASKER, M.L. & WEIR, C. (eds.): Proceedings of the Seismic and Marine Mammals Workshop London, 23-25 June 1998.
<http://smub.st-and.ac.uk/seismic/pdfs/6.pdf>
- GORDON, J.; ANTUNES, R.; JAQET, N. & WÜRSIG, B. 2006: An investigation of sperm whale headings and surface behaviour before, during and after seismic line changes in the Gulf of Mexico. 10pp. – IWC SC/58/E45.
- GREEN, C.R. & RICHARDSON, W.J. 1988: Characteristics of marine seismic survey sounds in the Beaufort Sea. – J. Acous. Soc. Am. 83(6): 2246-2254.
- GREENE, C. JR. & BOWLES, A. 2004: Noise Exposure Criteria: "Metrics and Weighting Functions". – in: Presentation at the Second Plenary Meeting of the Advisory Committee on Acoustic Impacts on Marine Mammals, "Noise Exposure Criteria" Noise Exposure Criteria Group, U.S.-Marine Mammal Commission – Sound Program - Second Plenary Meeting, Session III, 28-30 April 2004 Arlington, VA. <http://mmc.gov/sound/plenary2/pdf/gentryetal.pdf>
- GUERRA, A.; GONZÁLEZ, A. F. & ROCHA, F. 2004: A review of records of giant squid in the north-eastern Atlantic and severe injuries in *Architeuthis dux* stranded after acoustic exploration. – paper CC:29, ICES-Annual Science Conference, Vigo.
- GUERRA, A.; GONZÁLEZ, A. F. & ROCHA, F. 2005: The giant squid: sex and violence in the deep sea. – ICES Newsletter No. 42 Sept. 2005.
- HARRIS, R.E.; MILLER, G.W. & RICHARDSON, W.J. 2001: Seal responses to airgun sounds during summer seismic surveys in the Alaskan Beaufort Sea.. Marine Mammal Science 17: 795-812.
- HASSEL, A.; KNUITSEN, T.; DALEN, J.; LØKKEBORG, S.; SKAAR, K.L.; ØSTENSEN, Ø.; HAUGLAND, E.K.; FONN, M.; HØINES, Å.S. & MISUND, O.A. 2003: Reaction of sandeel to seismic shooting: A field experiment and fishery statistics study. Fisker og Havet 4: 63 p
- HASTINGS, M. C. & POPPER, A. N. 2005: Effects of sound on fish. Report to Jones and Stokes for California Department of Transportation, January 2005. 82pp.
- 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 TPOD monitoring programme. National Environmental Research Institute, Roskilde, DK.
- HENRIKSEN, O.D., TOUGAARD, J., MILLER, L. & DIETZ, R. 2003: Underwater noise from offshore wind turbines: Expected impacts on harbor seals and harbor porpoises, ECOUS Symposium, May 2003, San Antonio, TX.
- HESS/HIGH ENERGY SEISMIC SURVEY TEAM 1999: High Energy Seismic Survey review process and interim operational guidelines for marine surveys offshore Southern California. Report from the High Energy Seismic Survey Team for the California State Lands Commission and the US Minerals Management Service Pacific Outer Continental Shelf Region, California. 98 pp.
- HILDEBRAND, J.A. 2004: "Overview of Human-Made Sound Sources in the Marine Environment." Presentation to the joint MMC and JNCC Workshop, London 28 September 2004. Scripps Institution

- of Oceanography, University of California San Diego, LA Jolla, CA.
<http://mmc.gov/sound/internationalwrkshp/pdf/hildebrand.pdf>
- HILDEBRAND, J. 2004: Impacts of anthropogenic sound on cetaceans. Paper SC/56/E13 presented to the IWC Scientific Committee, June 2004.
- HILDEBRAND, J. A. 2005: Impacts of Anthropogenic Sound. – in: Reynolds, J.E. et al. (eds.): Marine Mammal Research: Conservation beyond Crisis. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland. pp 101-124.
- HILDEBRAND, J.; BALCOMB, K. & GISINER, R. 2004: Modelling the Bahamas beaked whale stranding of March 2000. – Presentation given at the third plenary meeting of the Marine Mammal Commission Advisory Committee on Acoustic Impacts on Marine Mammals, San Francisco, 29 July 2004.
<http://www.mmc.gov/sound/plenary3/pdf/hildebrand-balcomb.pdf>
- HOHN, A.A., D.S. ROTSTEIN, C.A. HARMS & B.L. SOUTHALL 2006: Report on marine mammal unusual mortality event UMESE0501Sp: Multispecies mass stranding of pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*), minke whale (*Balaenoptera acutorostrata*), and dwarf sperm whales (*Kogia sima*) in North Carolina on 15-16 January 2005. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-537, 222 p.
http://www.sefsc.noaa.gov/PDFdocs/Report_on_UMESE0501Sp.pdf
- HOUSER, D.S.; HOWARD, R. & RIDGWAY, S. 2001: Can Diving-induced Tissue Nitrogen Supersaturation Increase the Chance of Acoustically Driven Bubble Growth in Marine Mammals? – J. Theor. Biol. 213, 183–195.
- IACMST/ Working Group on Underwater Sound and Marine Life 2006: Report No 6 of the IACMST WG on Underwater Sound and Marine Life. http://www.marine.gov.uk/NOC_IACMST_Report_1.pdf
- IAGC/INTERNATIONAL ASSOCIATION OF GEOPHYSICAL CONTRACTORS 2004: Further Analysis of 2002 Abrolhos Bank, Brazil Humpback Whale Strandings Coincident with Seismic Surveys. – Paper presented at the U.S.-Marine Mammal Commission/Joint Nature Conservation Committee/UK "International Policy Workshop on Sound and Marine Mammals", London, 28-30 September 2004.
<http://mmc.gov/sound/internationalwrkshp/pdf/finalworkshopreport.pdf>
- IAGC/INTERNATIONAL ASSOCIATION OF GEOPHYSICAL CONTRACTORS 2002: Airgun Arrays and Marine Mammals.
- ICES-AGISC/International Council for the Exploration of the Seas - Ad-hoc Group on the Impact of Sonar on Cetaceans and Fish 2005: Report of the Ad-hoc Group on the Impact of Sonar on Cetaceans and Fish.
http://www.oceannet.org/medag/reports/underwater_noise/ICES_AGISC_report_2005.pdf
- IFM-GEOMAR 2005:
<http://www.ifm-geomar.de/index.php?id=rafos&L=1> ;
<http://www.ifm-geomar.de/index.php?id=1084&L=1> ;
<http://www.ifm-geomar.de/index.php?id=1085&L=1> ;
http://www.ifm.uni-kiel.de/fb/fb1/po2/research/sfb460/sfba3_ze/floatpage/results.html
- IUCNWorld Conservation Union 2004: Resolution 3.068 „Undersea noise pollution“ (Nov. 2004).
- IUCN-WORLD CONSERVATION UNION 2006: Report of the interim independent scientists group (IISG) on mitigation measures to protect Western gray whales during Sakhalin II construction operations in 2006. Workshop convened by the IUCN, Vancouver, British Columbia, 3–5 April 2006.
- IUCN-WORLD CONSERVATION UNION 2006: Report of the interim independent scientists group (IISG) on mitigation measures to protect Western gray whales during Sakhalin II construction operations in 2006. Workshop convened by the IUCN, Vancouver, British Columbia, 3–5 April 2006.
- IWC/INTERNATIONAL WHALING COMMISSION 2001: Marine Mammal Program of the National Museum of Natural History at the Smithsonian Institution, Historical Mass Mortalities of Ziphiids. – Report of the Scientific Committee of the International Whaling Commission (raw data on beaked whale strandings and multispecies beaked whale strandings)
- IWC/INTERNATIONAL WHALING COMMISSION 2004: Report of the Scientific Committee, at § 12.2.5, pp. 37-39 and Annex K – Report of the Standing Working Group on Environmental Concerns, pp. 267-275 and pp. 282-289. – Journal of Cetacean Research and Management Vol. 7 Suppl. April 2005, ISSN 1561-0713.
- IWC/INTERNATIONAL WHALING COMMISSION 2006 b: Report of the IWC Scientific Committee 2006 (IWC/58/Rep1), § 12.1: Seismic surveys and cetaceans, pp 49-52 and § 12.3.7: other issues "Pathology of stranded beaked whales associated 'temporally and spatially' with naval exercises", pp. 52 and Report of the Standing Working Group on Environmental Concerns ("E") of the IWC Scientific Committee: Annex K, § 6 (report seismic-workshop) pp. 1-16, plus Annex K, § 8.5.1 "Pathology of stranded beaked whales associated 'temporally and spatially' with naval exercises" pp. 27-29.
http://www.iwcoffice.org/_documents/sci_com/SCRepFiles2006/SCREPNEW-GPD.pdf
[http://www.iwcoffice.org/_documents/sci_com/SCRepFiles2006/Annex%20K\[FINAL\]sq.pdf](http://www.iwcoffice.org/_documents/sci_com/SCRepFiles2006/Annex%20K[FINAL]sq.pdf)
- IWC/INTERNATIONAL WHALING COMMISSION 2006 a: Journal of Cetacean Research and Management, Volume 7, Issue 3, Winter 2005/06. 322 pp., ISSN 1561-0713.
- IWC/INTERNATIONAL WHALING COMMISSION 2006 c: Overview of the global seismic industry: today and future

- trends. Report of the Scientific Committee – Report of the Standing Working Group on Environmental Concerns, Annex K § 6.1.3 p. 3.
[http://www.iwcoffice.org/documents/sci_com/SCRepFiles2006/Annex%20K\[FINAL\]sq.pdf](http://www.iwcoffice.org/documents/sci_com/SCRepFiles2006/Annex%20K[FINAL]sq.pdf)
- IWC/INTERNATIONAL WHALING COMMISSION 2006 d: Features of sound and seismic surveys. Report of the Scientific Committee – Report of the Standing Working Group on Environmental Concerns, Annex K § 6.1.1 p. 2.
[http://www.iwcoffice.org/documents/sci_com/SCRepFiles2006/Annex%20K\[FINAL\]sq.pdf](http://www.iwcoffice.org/documents/sci_com/SCRepFiles2006/Annex%20K[FINAL]sq.pdf)
- JCNB/NAMMCO 2005: Appendix 5. Narwhal Status Report. – p 46 in: Final Report – Joint meeting of the NAMMCO Scientific Committee Working Group on the Population Status of Narwhal and Beluga in the North Atlantic and the Canada/Greenland Joint Commission on Conservation and Management of Narwhal and Beluga Scientific Working Group, 13-16 October 2005, Nuuk, Greenland.
- JEFFERSON, T. A. & CURRY, B. E. 1994: A global review of porpoise (Cetacea: Phocoenidae) mortality in gillnets. – *Biological Conservation* 67: 167-183.
- JEPSON, P.D., M. ARBELO, R. DEAVILLE, I.A.P. PATTERSON, P. CASTRO, J.R. BAKER, E. DEGOLLADA, H.M. ROSS, P. HERRÁEZ, A.M. POCKNELL, F. RODRÍGUEZ, F.E. HOWIELL, A. ESPINOSA, R.J. REID, J.R. JABER, V. MARTIN, A.A. CUNNINGHAM, & A. FERNÁNDEZ 2003: Gas-bubble lesions in stranded cetaceans. – *Nature* 425: 575-576.
- JEPSON, P.D.; DEAVILLE, R.; PATTERSON; I.A.P.; POCKNELL, A.M.; ROSS, H.M.; BAKER, J.R.; HOWIE, F.E.; REID, R.J.; COLLOFF, A. & CUNNINGHAM, A.A. 2005: Acute and chronic gas bubble lesions in cetaceans stranded in the United Kingdom. *Veterinary Pathology* 42: 291-305.
- JNCC-JOINT NATURE CONSERVATION COMMITTEE 2003: JNCC Report No. 323, C.J. Stone, The Effects of Seismic Activity on Marine Mammals in UK Waters, 1998-2000 (2003).
- JOHNSON, M. P. & TYACK, P.L. 2003: A digital acoustic recording tag for measuring the response of wild marine mammals to sound. – *IEEE Journal of Oceanic Engineering*, 28, 3-12.
- JOHNSON, M. P.; MADSEN, P. T., ZIMMER, W. M. X.; AGUILAR DE SOTO, N. & TYACK, P.L. 2004. Beaked whales echolocate on prey. – *Proceedings of the Royal Society of London, B*, 271, S383-S386.
- JOHNSON, M.P.; MADSEN, P. T., AGUILAR DE SOTO, N. & TYACK, P. 2005: Echolocation and movement of a foraging Blainville's beaked whale (*Mesoplodon densirostris*). Presentation/Abstract – European Cetacean Society's 19th Annual Conference, La Rochelle, 2nd-7th April 2005.
- JOHNSON, M.P.; MADSEN, P. T., AGUILAR DE SOTO, N. & TYACK, P. 2007: Foraging Blainville's beaked whales (*Mesoplodon densirostris*) produce distinct click types matched to different phases of echolocation". – *J. Exp. Biol.*, 209:5038-5050.
- JOHNSTON, D.W. 2002: The effect of acoustic harassment devices on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Bay of Fundy, Canada. – *Biological Conservation* 108: 113-118.
- JOHNSTON, R. C., REED, D. H., & DESLER, J. F. 1988: Special Report of the SEG Technical Standards Committee. SEG standards for specifying marine seismic energy sources. – *Geophysics* 53: 566-575.
- KASTAK, D.; SOUTHALL, B.L.; SCHUSTERMAN, R.J. & REICHMUTH-KASTAK, C. 2005: Underwater temporary threshold shift in pinnipeds: effects of noise level and duration. – *J. Acoust. Soc. Am.* 118: 3154-3163.
- KASTAK, D. & SCHUSTERMAN, R.J. 1996: Temporary threshold shift in a harbor seal (*Phoca vitulina*). – *J. Acoust. Soc. Am.* 100: 1905-1908.
- KASTELEIN, R.A., H. T RIPPE, N. VAUGHAN, N. M. SCHOONEMAN, W. C. VERBOOM, & D. DE HAAN. 2000. The effects of acoustic alarms on the behavior of harbor porpoises in a floating pen. – *Marine Mammal Science* 16, 46-64.
- KASTELEIN, R. A.; BUNSKOEK, P.; HAGEDOORN, M.; AU, W. W. L. & DE HAAN, D. 2002: Audiogram of a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) measured with narrow-band frequency-modulated sounds. – *J. Acous. Soc. Am.* 112, 334-344.
- KASTELEIN, R.A.; VERBOOM, W.C.; MUIJSERS, M.; JENNINGS, N.V.; & VAN DER HEUL, S. 2005: The influence of acoustic emissions for underwater data transmission on the behaviour of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in a floating pen. – *Marine Environmental Research* 59 (2005) 287-307.
- KASTELEIN, R.A.; VAN DER HEUL, S.; VERBOOM, W.C.; TRIESSCHEIJN, R.J.V. & JENNINGS, N.V. 2006: The influence of underwater data transmission sounds on the displacement behaviour of captive harbour seals (*Phoca vitulina*). – *Marine Environmental Research* 61: 19-39
- KETTEN, D.R. 1998: Marine Mammal Auditory Systems: A Summary of Audiometric and Anatomical Data and its Implications for Underwater Acoustic Impacts. – NOAA-NMFS-SWFSC Technical Memorandum 256.
- KETTEN, D.R. 2002: Beaked whale necropsy findings. Report prepared for the U.S. National Marine Fisheries Service.
- KETTEN, D.R. 2004: Marine Mammal Auditory Systems: A Summary of Audiometric and Anatomical Data and Implications for Underwater Acoustic Impacts. – pp. 79-92 in: AWI & DGP (eds.): Proceedings of the Conference on Impact of Acoustics on Marine Organisms, 17-19 June 2002, Berlin. – *Polarforschung*, 72 (2/3).

- KETTEN, D.R. & FINNERAN, J. 2004: Noise Exposure Criteria: "Injury (PTS) Criteria". – in: Presentation at the Second Plenary Meeting of the Advisory Committee on Acoustic Impacts on Marine Mammals, "Noise Exposure Criteria" Noise Exposure Criteria Group, U.S.-Marine Mammal Commission – Sound Program - Second Plenary Meeting, Session III, 28-30 April 2004 Arlington, VA. <http://mmc.gov/sound/plenary2/pdf/gentryetal.pdf>
- KETTEN, D.R.; ROWLES, T.; CRAMER, S.; O'MALLEY, J.; ARRUDA, J. & EVANS, P.G.H. 2004: Cranial trauma in beaked whales. pp 21-27 in: EVANS, P.G.H. & MILLER, L.A. (eds.) 2004: European Cetacean Society 17th Annual Conference: Proceedings of the Workshop on Active Sonar and Cetaceans. Las Palmas, Gran Canaria, 8th March 2003, European Cetacean Society Newsletter, No. 42. Special Issue.
- KNUDSEN, F.R. *et al.* 1992: Awareness reactions and avoidance responses to sound in juvenile Atlantic salmon, *salmo salar* L. – Journal of Fish Biology 40, 523-534.
- KNUDSEN, F.; ENGER, P. & SAND, O. 1994: Avoidance responses to low frequency sound in downstream migrating Atlantic salmon smolt, *Salmo salar*. – Journal of Fish Biology 45, 227- 233.
- KOSCHINSKI, S. 2005: Mögliche Auswirkungen des Betriebs von Personal Watercraft (PWC) in einem Gebiet in der Neustädter Bucht auf Schweinswale (*Phocoena phocoena*) und Seehunde (*Phoca vitulina*) - eine Literaturstudie für die Gesellschaft zum Schutz der Meeressäuger (GSM), unpublished.
- 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. – Mar. Ecol. Prog. Ser. 265: 263-273.
- LAGARDÈRE, J.P. 1982: "Effect of Noise on Growth and Reproduction of Crangon crangon in Rearing Tanks," Marine Biology 71 177-185.
- LANKHORST, M.; NIELSEN, M. & ZENK, W. 2004: Rafos Float Trajectories from the Labrador Sea Water Level in the Iceland Basin 1997-2003. <http://www.ifm-geomar.de/index.php?id=999&L=1>
- LARTER, R.D. 2004: Seismic and Sonar Investigations carried out by the British Antarctic Survey in the Southern Ocean. pp 119-120 in: AWI & DGP (eds.): Proceedings of the Conference on Impact of Acoustics on Marine Organisms, 17-19 June 2002, Berlin. – Polarforschung, 72 (2/3).
- LAVENDER, K.L.; DAVIS, R.E. & OWENS, W.B. 2002: Observations of open-ocean deep convection in the Labrador Sea from subsurface floats. J. Physical Oceanography, 32(2), 511-526.
- LAWSON, J. 2005: Overview: Beluga whale and noise. – JWG-2005-18. p 24 in: Final Report – Joint meeting of the NAMMCO Scientific Committee Working Group on the Population Status of Narwhal and Beluga in the North Atlantic and the Canada/Greenland Joint Commission on Conservation and Management of Narwhal and Beluga Scientific Working Group, 13-16 October 2005, Nuuk, Greenland.
- LENDHART, M.L. 1994: "Seismic and Low Frequency Sound Induced Behavior in Captive Loggerhead Marine Turtles (*Caretta caretta*)," Proceedings of the Fourteenth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, pp. 238-240 (March 1994).
- LGL, ENVIRONMENTAL RESEARCH ASSOCIATES LTD. 2003: Orphan Basin Strategic Environmental Assessment. Prepared for Canada-Newfoundland Offshore Petroleum Board, 11 November 2003, SA767. <http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/sismiques/documents/DD17.pdf>
- LGL, ENVIRONMENTAL RESEARCH ASSOCIATES LTD. 2004: Request by Lamont-Doherty Earth Observatory for an Incidental Harassment Authorization to Allow the Incidental Take of Marine Mammals During a Marine Seismic Survey in the Gulf of Alaska, Late Summer/Early Autumn 2004. – LGL Report TA2822-25 <http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/sismiques/documents/DD23.pdf>
- LØKKEBORG, S. & SOLDAL, A.V. 1993: The Influence of Seismic Exploration with Airguns on Cod (*Gadus morhua*) Behaviour and Catch Rates, 196 ICES Marine Science Symposium: 62-67.
- MACKENZIE, D. 2004a: Seismic surveys may kill giant squid. New Scientist news service, 22 September 2004. <http://www.newscientist.com/article.ns?id=dn6437>
- MACKENZIE, D. 2004b: Seismic surveys blamed for giant squid deaths. – New Scientist, issue 2467, 02 October 2004, p.15. <http://www.newscientist.com/article.ns?id=mg18424671.700>
- MADSEN P.T., B. MØHL, B. K. NIELSEN & M. WAHLBERG 2002: Male sperm whale behavior during exposures to distant seismic survey pulses. – Aq. Mam. 28.3, 231-240.
- MADSEN, P.T. 2005: Marine mammals and noise: Problems with root mean square sound pressure levels for transients. J. Acoust. Soc. Am. 117 (6): 3952-3957.
- MADSEN, P.T.; JOHNSON, M; MILLER, P.J.O.; AGUILAR SOTO, N.; LYNCH, J. & TYACK, P. 2006 b: Quantitative measures of air gun pulses recorded on sperm whales (*Physeter macrocephalus*) using acoustic tags during controlled exposure experiments. – J. Acoust. Soc. Am. 120(4): 2366-2379.
- MADSEN, P.T.; WAHLBERG, M.; TOUGAARD, J.; LUCKE, K.; TYACK, P. 2006 a: Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. Mar. Ecol. Prog. Ser., Vol. 309: 279-295.
- MALAKOFF, D. 2002: Suit ties whale deaths to research cruise. – Science 298: 722-723.
- MALME, C.I., P.R. MILES, C.W. CLARKE, P. TYACK & J.E. BIRD 1983: Investigations of the potential effects of underwater noise from petroleum industry activities on migrating gray whale behavior. BBN Report 5366. Report by Bolt, Beranek, and Newman Inc, Cambridge, MA, for the U.S. Department of the

- Interior, Minerals Management Service, Anchorage, AK. NTIS PB86-174174.
- MALME, C. I., P. R. MILES, C. W. CLARK, P. TYACK & J. E. BIRD. 1984. Investigations of the potential effects of underwater noise from petroleum industry activities on migrating gray whale behavior/Phase II: January 1984 migration. BBN Report 5586. Report by Bolt, Beranek, and Newman Inc., Cambridge, MA, for the U.S. Department of the Interior, Minerals Management Service, Anchorage, AK. NTIS PB86-218377.
- MALME, C.I., P.R. MILES, C.W. CLARKE, P. TYACK & J.E. BIRD 1985: Investigations of the potential effects of underwater noise from petroleum industry activities on feeding humpback whale behavior. BBN Report 5851. OCS Study MMS 85-0019. Report by BBN Laboratories Inc., Cambridge, MA, for the U.S. Department of the Interior, Minerals Management Service, Anchorage, AK. NTIS PB86-218385.
- MALME, C.I., B. WÜRSIG, J.E. BIRD & P. TYACK 1986: Behavioral responses of gray whales to industrial noise: feeding observation and predictive modelling. BBN Report 6265. OCS Env. Assess. Progr. Final Rep. Princ. Invest., NOAA, Anchorage, AK 56:393-600. OCS Study MMS 88-0048; NTIS PB88-249008.
- MALME, C.I., B. WÜRSIG, J.E. BIRD, & P. TYACK. 1988. Observations of feeding gray whale responses to controlled industrial noise exposure, pp. 55-73. In: W.M. Sackinger *et al.* (eds.), Port and ocean engineering under arctic conditions, vol II. Geophys. Inst., Univ. Alaska, Fairbanks. 111 pp.
- MARTÍN, V.M. 2002: Resumen del informe sobre los Varamientos en Masa Atípicos de Zifios en Canarias en Septiembre de 2002 durante la Celebración de Ejercicios Navales. – Sociedad para el estudio de los Cetáceos en el Archipiélago Canaria, SECAC por la Dirección General de Política Ambiental del Gobierno de Canarias.
- MARTÍN, V.; SERVIDIO, A. & GARCÍA, S. 2004: Mass strandings of beaked whales in the Canary Islands. Pp. 33-36 *in*: EVANS, P.G.H. & MILLER, L.A. (eds.) 2004: European Cetacean Society 17th Annual Conference: Proceedings of the Workshop on Active Sonar and Cetaceans. Las Palmas, Gran Canaria, 8th March 2003, European Cetacean Society Newsletter, No. 42. Special Issue.
- MATE, B. & HARVEY, J. (eds.) 1987: Acoustical deterrents in marine mammals conflicts with fisheries. – Oregon State Grant Publication ORESU-W-86-001. Sea Grant Communications, Oregon State University, Corvallis, Oregon.
- MAZZUCA, L. L. 2001: Potential effects of low-frequency sound (LFS) from commercial vehicles on large whales. Masters thesis, University of Washington, Seattle, WA. 70 pp.
- MCCARTHY, E. 2004: International Regulation of Underwater Sound. – Establishing Rules and Standards to Address Ocean Noise Pollution. Springer, 304 p.
- MCCAULEY, R.D., M.N. JENNER, C. JENNER, K.A. MCCABE, & J. MURDOCH. 1998. The response of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) to offshore seismic survey noise: preliminary results of observations about a working seismic vessel and experimental exposures. APPEA Journal 1998: 692-707.
- MCCAULEY, R.D. *et al.* 1999: "Marine Mammal Seismic Surveys: Analysis and Propagation of Air-Gun Signals; and Effects of Air-Gun Exposure on Humpback Whales, Sea Turtles, Fishes and Squid," Curtin University, Centre for Marine Science and Technology (August 1999).
- MCCAULEY, R.D.; FEWTRELL, J.; DUNCAN, A.J.; JENNER, M.-N.; PENROSE, J.D.; PRINCE, R.I.T.; ADHITYA, A. MURDOCH, J & MCCABE, C. 2000: Marine seismic surveys: Analysis and propagation of air gun signals; and effects of air-gun exposure on Humpback whales, sea turtles, fishes and squid. – Prepared for The Australian Petroleum Production and Exploration Association. Project CMST 163, Report R99-15. Curtin University of Technology.
http://www.curtin.edu.au/curtin/centre/cmst/publicat/mccauley_seismic_effects_2000.zip
- MCCAULEY, R.D.; FEWTRELL, J. & POPPER, A.N. 2003: "High Intensity Anthropogenic Sound Damages Fish Ears". – J. Acoust. Soc. Am. 113(1): 631-642.
- MCCAULEY, R.D. & HUGHES, J.R. 2006: Marine seismic mitigation measures – perspectives in 2006. – IWC SC/58/E44, 10pp.
- MCDONALD, M.A.; HILDEBRAND, J.A. & WIGGINS, S.M. 2006 : Increases in deep ocean ambient noise in the Northeast Pacific west of San Nicolas Island, California. – J. Acoust. Soc. Am. 120 (2): 711-718.
- MIGNUCCI-GIANNONI, A.A.; RODRÍGUEZ-LÓPEZ, M.A.; TOYOS-GONZÁLEZ, G.M.; PÉREZ-PADILLA, J.; CARDONA-MALDONADO, M.A. & FIGUEROA-OLIVER, L.E. 2000: Summary of marine mammal strandings in Puerto Rico and the Virgin Islands—1999. Report prepared for the Southeast U.S. Marine Mammal Stranding Network Workshop, Brunswick, Georgia, 5-6 Apr. 2000.
- MILLER, P.J.O.; JOHNSON, M; MADSEN, P.T.; QUERO, M.E.; BIASSONI, N. & TYACK, P. 2006: At-sea experiments indicate that airguns affect the foraging behaviour of sperm whales in the Gulf of Mexico. 34pp. – IWC-SC/58/ForInfo2.
- MILLER, P.J.O.; BIASSONI, N.; SAMUELS, A. & TYACK, P. 2000: Whale songs lengthen in response to sonar. – Nature 405, 22 June 2000, [brief communications] p 903.
- MMS-UNITED STATES MINERALS MANAGEMENT SERVICE 2004: Minerals Management Service NTL No. 2004-G01, "Notice to Lessees and Operators of Federal Oil, Gas, and Sulphur Leases In the Outer Continental Shelf, Gulf of Mexico OCS Region."

- MONTGOMERY J.C., JEFFS, A., SIMPSON, S.D., MEEKAN, M. & TINDLE, C. 2006: Sound as an orientation cue for the pelagic larvae of reef fishes and decapod crustaceans. – *Advances in Marine Biology* 51: 143-196.
- MOORE, S.E. & K.M. STAFFORD 2005: Habitat modelling, ambient noise budgets and acoustic detection of cetaceans in the North Pacific and Gulf of Alaska. Presentation given at ECOUS 2005, Office of Naval Research, Mar. 16-18, 2005.
- MORTON, A.B. & SYMONDS, H.K. 2002: Displacement of *Orcinus orca* (L.) by high amplitude sound in British Columbia, Canada. – *ICES Journal of Marine Science*, 59: 71-80.
- MOSCROP, A. & SWIFT, R. 1999: Atlantic Frontier Cetaceans: Recent research on distribution, ecology and impacts. A report to Greenpeace UK, 108 pp.
- MOULTON, V.D.; RICHARDSON, W.J.; WILLIAMS, M.T. & BLACKWELL, S.B. 2003: Ringed seal densities and noise near an icebound artificial island with construction and drilling. – *Acoustic Res. Lett. Online* 4(4):112-117.
- MOULTON, V.D.; RICHARDSON, W.J.; ELLIOTT, R.E.; McDONALD, T.L.; NATIONS, C. & WILLIAMS, M.T. 2005: Effects of an offshore oil development on local abundance and distribution of ringed seals (*Phoca hispida*) of the Alaskan Beaufort Sea. – *Mar. Mamm. Sci.* 21(2):217-242.
- MOUSTIER, C. DE 2004: Modern Oceanographic Research Vessels. pp. 121-123. in: AWI & DGP (eds.): Proceedings of the Conference on Impact of Acoustics on Marine Organisms, 17 – 19 June 2002, Berlin. – *Polarforschung*, 72 (2/3), ISSN 0032-2490.
- NACHTIGALL, P.E.; PAWLOSKI, J.L. & AU, W.W. 2003: Temporary threshold shifts and recovery following noise exposure in the Atlantic bottlenosed dolphin (*Tursiops truncatus*). – *J. Acous. Soc. Am.* 113(6): 3425-9.
- 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.
- NEDWELL, J. & Howell, D. 2004: A review of offshore windfarm related underwater noise sources. Report No. 544 R 0308, Subacoustech Ltd. http://www.thecrownestate.co.uk/35_literature_review.pdf
- NEDWELL, J.; LANGWORTHY, J. & HOWELL, D. (Subacoustech Ltd.) 2004: Assessment of sub-sea acoustic noise and vibration from offshore wind turbines and its impact on marine wildlife; initial measurements of underwater noise during construction of offshore windfarms, and comparison with background noise. – Report No. 544 R 0424. http://www.thecrownestate.co.uk/35_interim_report_-_november_2004.pdf
- NEW ZEALAND DEP'T OF CONSERVATION. Seismic Survey Operations: Minimising Acoustic Disturbance of Marine Mammals - Code of Conduct (interim regulations promulgated by the New Zealand Dep't of Conservation).
- NIEUKIRK, S.L., K.M. STAFFORD, D.K. MELLINGER, R.P. DZIAK, & C.G. FOX 2004: Low-frequency whale and seismic airgun sounds recorded from the mid-Atlantic Ocean. – *J. Acoust. Soc. Am.*, 115(4), 1832-184.
- NMFS/ NATIONAL MARINE FISHERIES SERVICE 2005: Assessment of Acoustic Exposures on Marine Mammals in Conjunction with *USS Shoup* Active Sonar Transmissions in the Strait of Juan de Fuca and Haro Strait, Washington – 5 May 2003. RICHARDSON, W.J.; MALME, C.I.; GREEN, C.R.jr. & D.H. THOMSON 1995: *Marine Mammals and Noise*. Academic Press, San Diego, CA 576 pp.
- NMFS/ NATIONAL MARINE FISHERIES SERVICE 2003: Taking marine mammals incidental to conducting oil and gas exploration activities in the Gulf of Mexico. – *U.S. Federal Register* 68, 9991-9996.
- NMFS/NOAA, U.S. National Marine Fisheries Service/National Oceanic and Atmospheric Administration 2005: Endangered Fish and Wildlife; Notice of Intent to Prepare an Environmental Impact Statement. – *Federal Register* Vol. 70, No. 7 January 11, 2005, pp. 1871-1875.
- NMFS/U.S. NATIONAL MARINE FISHERIES SERVICE 1999: Pers. comm. from Dr. David Ellis, U.S. Virgin Island Department of Fish and Game, to Eric Hawk, NMFS (Oct. 1999); Letter from William T. Hogarth, Regional Administrator, NMFS Southeast Regional Office, to RADM J. Kevin Moran, Navy Region Southeast (undated, 1999); and related correspondence.
- NMFS/U.S. NATIONAL MARINE FISHERIES SERVICE 2005a: Assessment of acoustic exposures on marine mammals in conjunction with *USS Shoup* active sonar transmissions in the eastern Strait of Juan de Fuca and Haro Strait, Washington, 5 May 2003.
- NMFS/ U.S. NATIONAL MARINE FISHERIES SERVICE 2005b: Pers. comm. between T. Rowles and B. Southall, NMFS (May 2005); pers. comm. between N. Houser and NMFS staff (June 2003).
- NMFS/U.S. NATIONAL MARINE FISHERIES SERVICE 2006a: Report on Marine Mammal Unusual Mortality Event UMESE0501Sp: Multispecies Mass Stranding of Pilot Whales (*Globicephala macrorhynchus*), Minke Whale (*Balaenoptera acutorostrata*), and Dwarf Sperm Whales (*Kogia sima*) in North Carolina on 15-16 January 2005. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-537.
- NMFS/U.S. NATIONAL MARINE FISHERIES SERVICE 2006b: Hawaiian Melon-Headed Whale (*Peponocephala electra*) Mass Stranding Event of July 3-4, 2004. NOAA Tech. Memo. NMFS-OPR-31.
- NOAA & U.S. NAVY 2001: Joint interim report Bahamas marine mammals stranding event of 15-16 March 2000. – U.S. Department of Commerce, NOAA, NMFS, US-Navy.

- http://www.nmfs.noaa.gov/prot_res/overview/Interim_Bahamas_Report.pdf
- NODC/National Oceanographic Data Center 1996: The North Atlantic Float Programme. Extracts from the Plans for the Atlantic Climate Change Experiment (ACCE)-US WOCE Report 1996.
http://www.nodc.noaa.gov/woce_V2/disk01/floats/exper_na.htm
- NORMAN, S. ; MCLELLAN, B.; PABST, A.; KETTEN, D.; RAVERTY, S.; FLEETWOOD, M.; GAYDOS, J.K.; JEFFRIES, S.; COX, T.; HANSON, B.; NORBERG, B.; BARRE, L.; LAMBOURN, D. & CRAMER, S. 2004: Multidisciplinary Investigation of Harbour Porpoises (*Phocoena phocoena*) Stranded in Washington State from 2 May-2 June 2003 Coinciding with the Mid-Range Sonar Exercises of the USS Shoup. Preliminary Report, February 2004.
- North Atlantic Treaty Organisation – Underwater Research Centre/NATO-URC: NATO URC Human Diver and Marine Mammal Risk Mitigation Rules. Staff Instruction 77. <http://solmar.nurc.nato.int>
- NOWACEK, S.M.; WELLS, R.S. & SOLOW, A.R. 2001: Short-term effects of boat traffic on bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in Sarasota Bay. – Marine Mammal Science 17:673-688.
- NOWACEK, D. P., THORNE, L. H., JOHNSTON, D. W., TYACK, P. L. (2007). Responses of cetaceans to anthropogenic noise. – Mammal Rev, 37: 81-115.
- NRC/NATIONAL RESEARCH COUNCIL 2005: Marine Mammal Populations and Ocean Noise. Determining When Noise Causes Biologically Significant Effects. – The National Academies Press, Washington DC. 126 pp.
- NRC/NATIONAL RESEARCH COUNCIL 2003: Ocean Noise and Marine Mammals. – The National Academies Press. 192 pp.
- NRDC/Natural Resources Defense Council (2005): Sounding the Depths II: The rising toll of sonar, shipping and industrial ocean noise on marine life.
<http://www.nrdc.org/wildlife/marine/sound/sound.pdf>
- OLESIUK, P. F., L. M. NICHOL, M. J. SOWDEN, & J. K. B. FORD. 2002: Effect of the sound generated by an acoustic harassment device on the relative abundance of harbor porpoises in retreat passage, British Columbia. Marine Mammal Science 18: 843-862.
- OSB/OCEAN STUDIES BOARD, Committee on Potential Impacts of Ambient Noise in the Ocean on Marine Mammals, National Research Council of the National Academies 2003: Ocean Noise and Marine Mammals. – The National Academies Press, Washington DC, 192 pp.
- OTANI, S.; NAITO, Y.; KATO, A.; KAWAMURA, A. 2001. Oxygen consumption and swim speed of the harbor porpoise *Phocoena phocoena*. – Fisheries Science (Tokyo) October, 2001. 67(5):894-898.
- PALACIOS, D.M.; SALAZAR, S.K. & DAY, D. 2004: Cetacean Remains and Strandings in the Galápagos Islands, 1923-2003. – LAJAM 3(2): 127-150, July/December 2004.
- PALKA, D.L. & HAMMOND, P.S. 2001: Accounting for responsive movement in line transect estimates of abundance. – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58: 777-787.
- PARENTE, C.L. ; MARCONDES, M.C.C. & ENGEL, M.H. 2006: Humpback whale strandings and seismic surveys in Brazil from 1999 to 2004. 16pp. – IWC SC/58/E41.
- PARKES, G. & HATTON, L. 1986: The Marine Seismic Source. – Kluwer Academic Publishers, 128 pp. NOAA & US-NAVY 2001: Joint interim report Bahamas marine mammals stranding event of 15-16 March 2000. – U.S. Department of Commerce, NOAA, NMFS, US-Navy.
http://www.nmfs.noaa.gov/prot_res/overview/Interim_Bahamas_Report.pdf
- PAYNE, R., & D. WEBB 1971: Orientation by Means of Long-Range Acoustic Signaling in Baleen Whales. – Annals of the New York Academy of Sciences 188 (1971): pp. 110-141.
- PETERSON, G. 2003: Whales beach seismic research. – Geotimes January 2003, American Geological Institute. http://www.geotimes.org/jan03/NN_whales.html
- PIANTADOSI, C.A. & THALMANN, E.D. 2004: Pathology: whales, sonar and decompression sickness. Nature (London) 428(6984): 1 following 716; Discussion 2 p. following 716.
- POLACHECK, T. & THORPE, L. 1990: The swimming direction of harbor porpoises in relationship to a survey vessel. Rep. Int. Whal. Comm. 40: 463-470.
- POPPER, A.N., FEWTRELL, J., SMITH, M.E. & MCCAULEY, R.D. 2004: Anthropogenic sound: Effects on the behavior and physiology of fishes. – Marine Technology Soc. J. 37(4). 35-40.
- POPPER, A.N.; HALVORSEN, M.B.; MILLER, D.; SMITH, M.E.; SONG, J.; WYSOCKI, L.E.; HASTINGS, M.C.; KANE, A.S. & STEIN, P. 2005: Effects of SURTASS Low Frequency Active sonar on fish. – J. Acous. Soc. Am. 117: 2440.
- POPPER, A.N.; SMITH, M.E.; COTT, P.A.; HANNA, B.W.; MACGILLIVRAY, A.O.; AUSTIN, M.E. & MANN, D.A. 2005: Effects of exposure to seismic airgun use on hearing of three fish species. – J. Acous. Soc. Am. 117: 3958-3971.
- RENDELL, L.E. & GORDON, J.C.D. 1999: Vocal response of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) to military sonar in the Ligurian Sea. – Marine Mammal Science 15(1): 198-204.
- RICHARDSON, W.J.; MALME, C.I.; GREEN, C.R.jr. & D.H. THOMSON 1995: Marine Mammals and Noise. Academic Press, San Diego, CA 576 pp.
- RICHARDSON, W.J. 1998: Reactions of Bowhead whales and Ringed seals to an open water seismic program in the Alaskan Beaufort Sea. In: Workshop Documentation, Seismic and Marine Mammals

- Workshop, 23-25 June, London.
- RICHARDSON, W.J., & C.I. MALME 1993: Man made noise and behavioral responses, pp. 631-700. In: The Bowhead Whale. – Spec. Publ. 2. Society for Marine Mammology, Lawrence, KS. 787 pp.
- RICHARDSON, W.J. & WÜRSIG, B. 1997: Influences of man-made noise and other human actions on cetacean behaviour. – Mar. Fresh. Behav. Physiol. 29: 183-209.
- RICHARDSON, W.J.; WÜRSIG, B. & GREENE, C.R. 1986: Reaction of bowhead whales to seismic exploration in the Canadian Beaufort Sea. J. Acous. Soc. Am. 79(4):1117-1128.
- RICHARDSON, W.J. & TYACK, P. 2004: Noise Exposure Criteria: "Behavioral Criteria". – in: Presentation at the Second Plenary Meeting of the Advisory Committee on Acoustic Impacts on Marine Mammals, "Noise Exposure Criteria" Noise Exposure Criteria Group, U.S.-Marine Mammal Commission – Sound Program - Second Plenary Meeting, Session III, 28-30 April 2004 Arlington, VA. <http://mmc.gov/sound/plenary2/pdf/gentryetal.pdf>
- ROBERTSON, F.C.; MACKAY, A. & NORTHRIDGE, S.P. 2005: The Effects of Acoustic Deterrent Devices on Harbour Porpoises (*Phocoena phocoena*) in Orkney. – Poster presented at the 19th Annual Conference of the European Cetacean Society, 2nd –7th April, La Rochelle.
- RODKIN, R.B. & REYFF, J.A. 2004: Underwater sound pressures from marine pile driving. – J. Acoust. Soc. Am., Vol 116(4 Pt. 2): 2648 (abstract).
- ROSE, N.A. 2001: Interpreting research results: Government regulation of anthropogenic noise sources. – J. Acoust. Soc. Am., Vol. 110, No. 5: 2714.
- ROSS, D.G. 1993: On ocean underwater ambient noise. – Acoustics Bulletin Jan/Feb:1-8. or 18, 5-8.
- ROSS, D. 1987: Mechanics of underwater noise. – Peninsula Publishing, Los Altos, CA.
- ROSSBY, T.; DORSON, D. & FONTAINE, J. 1986: The RAFOS system. – J. Atmos. Ocean Techn., 3(4), 672-679.
- SAGARMINAGA, R. 2012: MITIGA PESCA – Directrices para el uso de tecnologías de mitigación de los riesgos para especies protegidas por interacciones con pesquerías – Proyecto LIFE INDEMARES.
- SALEEM, Z. (2011). Alternatives and modifications of Monopile foundation or its installation technique for noise mitigation.
- SCAR 2002: Working Paper 023 presented to CEP V at the XXV Antarctic Treaty Consultative Meeting/ATCM in Warszawa.
- SCHLUNDT, C.E.; FINNERAN, J.J.; CARDER, D.A. & RIDGWAY, S.H. 2000: Temporary shift in masked hearing thresholds of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, and white whales, *Delphinapterus leucas*, after exposure to intense tones. – J. Acoust. Soc. Am. 107: 3496-3508.
- SCHOLIK, A. R., & H. Y. YAN 2001: "Effects of underwater noise on auditory sensitivity of a cyprinid fish," Hearing Research 152:17-24 (2001).
- SCHUSTERMAN, R.; KASTAK, D.; SOUTHALL, B. & KASTAK, C. 2000: Underwater temporary threshold shifts in pinnipeds: tradeoffs between noise intensity and duration. – J. Acoust. Soc. Am. 108: 2515-2516.
- SEND, U.; WORCESTER, P.; CORNUELLE, B.D.; TIEMANN, C.O. & BASCHEK, B. 2002: Integral measurements of mass transport and heat content in the strait of Gibraltar from acoustic transmission. Deep-Sea Research II, 49(19):4069--4095.
- SHOCKLEY, R.; NORTHPROP, J.; HANSEN, P.G. & HARTDEGEN, C. 1982: SOFAR propagation paths from Australia to Bermuda: Comparison of signal speed algorithms and experiments. – J. Acous. Soc. Am. Vol.71(1): 51-60.
- SIMMONDS, M. & DOLMAN, S. 1999: A note on the vulnerability of cetaceans to acoustic disturbance. International Whaling Commission meeting, IWC 51/E 15.
- SIMMONDS, M.P. & LOPEZ-JURADO, L.F. 1991: Whales and the military. Nature 351: 448.
- SKAAR, K.L. 2004: Effects of seismic shootings on the lesser sandeel (*Ammodytes marinus* RAITT) – a field study with grab sampling and *in situ* video observations. Thesis in Fishery Biology, University of Bergen
- SKALSKI, J. R., W. H. PEARSON, & C. I. MALME 1992: Effects of sounds from a geophysical survey device on catch-per-unit-effort in a hook-and-line fishery for rockfish (*Sebastes ssp.*). – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 49:1357-1365 (1992).
- SMALL, M. 2006. Five Whales Dead in Past Two Months. Nassau Guardian, April 19, 2006.
- SMITH, M., A.S. KANE, & A.N. POPPER 2003: Noise-induced stress response and hearing loss in goldfish (*Carassius auratus*). – The Journal of Experimental Biology 207 (2003).
- SMITHSONIAN INSTITUTION 2000: Historical mass mortalities of ziphiids. – Prepared by the Marine Mammal Program, National Museum of Natural History, Smithsonian Institution, April 2000.
- SODAL, A. 1999: Measured underwater acoustic wave propagation from a seismic source. In: Proceedings of the Airgun Environmental Workshop, London, July 6, 1999.
- SOUTHALL, B.L. 2005: Final Report of the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) International Symposium: "Shipping Noise and Marine Mammals: A Forum for Science, Management, and Technology", 18-19 May 2004 Arlington, Virginia, U.S.A.; http://www.nmfs.noaa.gov/pr/acoustics/docs/fpospecifictrn040506_final.pdf
- SOUTHALL, B. 2004: Noise Exposure Criteria: "Structure of the matrix". – in: Presentation at the Second Plenary Meeting of the Advisory Committee on Acoustic Impacts on Marine Mammals, "Noise

- Exposure Criteria" Noise Exposure Criteria Group, U.S.-Marine Mammal Commission – Sound Program - Second Plenary Meeting, Session III, 28-30 April 2004 Arlington, VA. <http://mmc.gov/sound/plenary2/pdf/gentryetal.pdf>
- SOUTHALL, B. L., R. BRAUN, F. M. D. GULLAND, A. D. HEARD, R. W. BAIRD, S. M. WILKIN & T. K. ROWLES 2006: Hawaiian melon-headed whale (*Peponocephala electra*) mass stranding event of July 3-4, 2004. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-31. 73 pp.
- STONE, C.J. 2003: The Effects of Seismic Activity on Marine Mammals in UK Waters, 1998-2000. Joint Nature Conservation Committee Report No. 323.
- TALPALAR, A.E. & GROSSMAN, Y. 2005: Sonar versus whales: noise may disrupt neural activity in deep-diving cetaceans. – *Undersea and Hyperbaric Medicine* 32(2): 135-9.
- TAYLOR, B.; BARLOW, J.; PITMAN, R.; BALLANCE, L.; KLINGER, T.; DEMASTER, D.; HILDEBRAND, J.; URBAN, J.; PALACIOS, D. & MEAD, J. 2004: A call for research to assess risk of acoustic impact on beaked whale populations. – *IWC-SC/56/E36*, 4 pp.
- TEILMANN, J.; TOUGAARD, J.; MILLER, L.A.; KIRKETERP, T.; HANSEN, K. & BRANDO, S. 2006: Reactions of Captive Harbour Porpoises (*Phocoena phocoena*) to Pinger-Like Sounds. *Marine Mammal Science* 22(2): 240-260.
- TEJEDOR, A., SAGARMINAGA, R. Y ZORZO, P. 2012. Mitigación de los impactos del tráfico marítimo en aguas españolas. Proyecto LIFE+ INDEMARES.
- TEJEDOR, A.; SAGARMINAGA, R.; DE STEPHANIS, R. & CAÑADAS, A. 2007: "Management of MPAs. Options and Challenges for the Maritime Transport Sector. Spanish Case studies" in: presentation at the European Cetacean Society Congress 2007.
- THOMSEN, F.; LÜDEMANN, K.; KAFEMANN, R. & PIPER, W. 2006: Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish, biola, Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd. <http://www.offshorewindfarms.co.uk/Downloads/BIOLARreport06072006FINAL.pdf>
- THOMPSON, D. (ed.) (2000): Behavioural and physiological responses of marine mammals to acoustic disturbance – BROMMAD. Final Scientific and Technical Report to European Commission. MAS2 C7940098.
- TOLSTOY, M.; DIEBOLD, J.B.; WEBB, S.C.; BOHNENSTIEHL, D.R.; CHAPP, E.; HOLMES, R.C. & RAWSON, M. 2004: Broadband calibration of R/V Ewing seismic sources. – *Geophysical Research Letters*, Vol. 31, 4 pp.
- TOUGAARD, J.; CARSTENSEN, J.; HENRIKSEN, O.H.; 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. Technical report to TechWise A/S. HME/362-02662, Hedeselskabet, Roskilde, DK. <http://www.hornsrev.dk/Miljoeforhold/miljoerapporter/Hornsreef%20porpoises%202002.pdf>
- TOUGAARD, J.; CARSTENSEN, J.; TEILMANN, J. & BECH, N.I. 2005: Effects of the Nysted Offshore Wind Farm on harbour porpoises - Annual status report for the T-POD monitoring program. Report Request. Commissioned by ENERGI E2 A/S. National Environmental Research Institute. - Technical report to Energi E2 A/S: 51 pp.
- TORTONESE, E. 1963: Insolita scomparsade cetacei (*Ziphius cavirostris* G. Cuv.) nel Golfo di Genoa. – *Natura* 54:120-122.
- TRACOR APPLIED SCIENCES 1987: The Effects of Airgun Energy Releases on the Eggs, Larvae, and Adults of the Northern Anchovy (*Engraulis mordax*)" – Tracor Doc. No. T-86-06-7001-U, Amer. Petroleum Inst. study.
- TSUI, P.T.P. 1998: The Environmental Effects of Marine Seismic Exploration on the Fish and Fisheries of the Scotian Shelf. – Mobil Resources Corporation. cit. in: LINCOLN, D.: Sense and Nonsense – The Environmental Impacts of Exploration on Marine Organisms Offshore Cape Breton. Submission to the Public Review Commission for the Sierra Club Canada. <http://www.sierraclub.ca/national/oil-and-gas-exploration/sense-and-nonsense.pdf>
- TYACK, P.L. & CLARK, C.W. 2000: Communication and acoustic behavior of dolphins and whales. pp. 156-224 in: AU, W.; POPPER, A.N. & FAY, R. (eds.). *Hearing by Whales and Dolphins*. Springer Handbook of Auditory Research Series. New York: Springer Verlag. U.S.DoI-MMS/U.S. Department of the Interior - Minerals Management Service - Gulf of Mexico OCS Region 2004: Geological and Geophysical Exploration for Mineral Resources on the Gulf of Mexico Outer Continental Shelf - Final Programmatic Environmental Assessment. - OCS EIS/EA, MMS 2004-054, 487 pp. <http://www.gomr.mms.gov/homepg/regulate/enviro/nepa/2004-054.pdf> http://www.nystedhavmoellepark.dk/upload/pdf/Marsvin_2004.pdf
- TYACK P.L.; JOHNSON M.; AGUILAR DE SOTO N.; STURLESE A. & MADSEN P.T.M. 2006: Extreme diving of beaked whales. – *J. Exp. Biol.*, 209: 4238-4253.
- U.S.DoN/Department of the Navy (2001a): Final Overseas Environmental Impact Statement/Environmental Impact Statement for Surveillance Towed Array Sensor System Low Frequency Active (SURTASS LFA) Sonar. <http://www.surtass-lfa-eis.com/docs/EXSUM%20FEIS%201-15.pdf> ; <http://www.surtass-lfa-eis.com/docs/FEIS%20Vol%20I.pdf> .

- U.S.DoN/Department of the Navy (2001b): Selection of 180 dB as the Upper Reference Point in the Risk Continuum for SURTASS LFA Sonar Signals.
<http://www.surtass-lfa-eis.com/docs/180dBCriteria.pdf>
- US-MMC 2004: Beaked Whale Technical Workshop Summary. April 13-16, 2004, Baltimore, Maryland.
http://mmc.gov/sound/beakedwhalewrkshp/pdf/bwhale_wrkshpsummary.pdf
- U.S.DoI-MMS/U.S. Department of the Interior - Minerals Management Service - Gulf of Mexico OCS Region 2004: Geological and Geophysical Exploration for Mineral Resources on the Gulf of Mexico Outer Continental Shelf - Final Programmatic Environmental Assessment. - OCS EIS/EA, MMS 2004-054, 487 pp.
<http://www.gomr.mms.gov/homepg/regulate/environ/nepa/2004-054.pdf>
- U.S.MMC/MARINE MAMMAL COMMISSION-Sound Program:
<http://mmc.gov/sound/>
-First Plenary Meeting, 3-5 February 2004
<http://mmc.gov/sound/plenary1/plenary1.html>
-Beaked Whale Technical Workshop, 13-16 April 2004, Baltimore
<http://mmc.gov/sound/beakedwhalewrkshp/beakedwhalewrkshp.html>;
-Second Plenary Meeting, 28-30 April 2004 <http://mmc.gov/sound/plenary2/plenary2.html>;
-Third Plenary Meeting, 27-29 July 2004
<http://mmc.gov/sound/plenary3/plenary3.html>;
-International Policy Workshop on Sound and Marine Mammal, 28-30 September 2004
<http://mmc.gov/sound/internationalwrkshp/internationalwrkshp.html>;
-Fourth Plenary Meeting, 30 November-2 December 2004
<http://mmc.gov/sound/plenary4/plenary4.html>
-Fifth Plenary Meeting, 19-21 April 2005
<http://mmc.gov/sound/plenary5/plenary5.html>
-Sixth Plenary Meeting, 20-22 September 2005 <http://mmc.gov/sound/plenary6/plenary6.html>
-Advisory Committee on Acoustic Impacts on Marine Mammals 2006: Report to the Marine Mammal Commission, 136 pp.
<http://mmc.gov/sound/committee/pdf/soundFACAreport.pdf>
- U.S MMC 2004: BEAKED WHALE TECHNICAL WORKSHOP SUMMARY. APRIL 13-16, 2004, Baltimore, Maryland.
http://U.S.MMC.gov/sound/beakedwhalewrkshp/pdf/bwhale_wrkshpsummary.pdf
- U.S. NAVY 2001: Final Overseas Environmental Impact Statement and Environmental Impact Statement for Surveillance Towed Array Sensor System Low Frequency Active (SURTASS LFA) Sonar, Vol. I (Jan. 2001).
- URICK, R.J. 1983: Principles of Underwater Sound, 3rd ed. - New York: McGraw-Hill.
- VAN BREE, P.J.H. & KRISTENSEN, I. 1974: On the intriguing stranding of four Cuvier's beaked whales, *Ziphius cavirostris* G. Cuvier, 1823, on the Lesser Antillean Island of Bonaire. - *Bijdragen tot de Dierkunde*, 44(2) pp. 235-238.
- WARDLE, C.S., T.J. CARTER, G.G. URQUHART, A.D.F. JOHNSTONE, A.M. ZIOLKOWSKI, G. HAMPSON & D. MACKIE 2001: Effects of seismic air guns on marine fish. *Cont. Shelf Res.* 21(2001):1005-1027.
- WARTZOK, D. 2004: "Marine Mammal Populations and Ocean Noise: Determining when noise causes biologically significant effects". - Presentation at the Fourth Plenary Meeting of the Advisory Committee on Acoustic Impacts on Marine Mammals, 30 November-2 December 2004, New Orleans, Louisiana.
<http://www.mmc.gov/sound/plenary4/pdf/wartzok.pdf>
- WATKINS, W.A.; MOORE, K.E. & TYACK, P. 1985: Sperm whale acoustic behaviors in the Southeast Caribbean. - *Cetology* 49: 1-15.
- WDCS/SIMMONDS, M.; DOLMAN, S. & WEILGART, L. (eds.) 2003: Oceans of Noise - A WDCS Science report. 164 pp.
[http://www.wdcs.org/dan/publishing.nsf/c525f7df6cbf01ef802569d600573108/792dcdcba3d9c51180256f3500499bfe/\\$FILE/OceansofNoise.pdf](http://www.wdcs.org/dan/publishing.nsf/c525f7df6cbf01ef802569d600573108/792dcdcba3d9c51180256f3500499bfe/$FILE/OceansofNoise.pdf)
- WELLS, E. 2006: Whale Beached in Central Andros (28 February); Second Whale Found (1 March); Another Dead Whale Found in Andros (7 April). *Bahama Journal*. www.jonesbahamas.com.
- WHITEHEAD, H.; REEVES, R. R. & TYACK, P. L. 2000: Science and the conservation, protection, and management of wild cetaceans. pp. 308-332 in: MANN, J.; CONNOR, R.C.; TYACK, P. L. & WHITEHEAD, H. (Eds). - *Cetacean Societies*. Chicago: University of Chicago Press.
- WHOI/Woods Hole Oceanographic Institution 2004: NSF Sponsored Workshop "Arctic Observing Based on Ice-Tethered Platforms", WHOI, June 28 to 30 2004. Appendix 1: Plans for Arctic Observing Systems, A1.4. Arctic Acoustic Thermometry and Tomography, Appendix 4: A vision for interaction of autonomous and Lagrangian platforms with Ice-Based Observatories.
http://www.whoi.edu/science/PO/arcticgroup/projects/ipworkshop_report.html#top
- WILSON, J.; ROTTERMAN, L. & EPPERSON, D. 2006: Minerals Management Service overview of seismic survey mitigation and monitoring on the US outer continental shelf. 13pp. - IWC SC/58/E8.

- WINSOR, M.H. & MATE, B.R. 2006: Seismic survey activity and the proximity of satellite-tagged sperm whales. 8pp. – IWC SC/58/E16.
- WOBLEN, A., ENERCON GmbH 2004: Development of a large-scale wind turbine with a rated power of 4.5 MW. – Wissenschaftstage des Bundesumweltministeriums zur Offshore-Windenergienutzung am 23. und 24. März 2004.
http://www.erneuerbare-energien.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/wobben_8.pdf
- WÜRSIG, B. & RICHARDSON, W.J. 2002: Effects of Noise. – p. 794-802 *in*: PERRIN, W.F.; WÜRSIG, B. & THEWISSEN, J.G.M. (eds.): The Encyclopedia of Marine Mammals. Academic Press, New York.
- ZIMMER, W.M.X. 2003: Sonar systems and stranding of beaked whales. - Document AC10/Doc. 44 (S) presented to ASCOBANS 10th Advisory Committee Meeting, Bonn, Germany, 9 - 11 April 2003.
- ZIMMER, W.M.X. 2004: Underwater Acoustics and Whales in the Mediterranean Sea. – pp. 115-118 *in*: Proceedings of the Conference on Impact of Acoustics on Marine Organisms, Berlin, 17-19 June 2002. Polarforschung 72 (2/3).
- ZIMMER, W.M.X.; JOHNSON, M.P.; MADSEN, P. T. & TYACK, P. 2005 : Echolocation clicks of free-ranging Cuvier's beaked whales (*Ziphius cavirostris*). Presentation/Abstract – European Cetacean Society's 19th Annual Conference, La Rochelle, 2nd-7th April 2005.

ANEXO 1: LISTADO TÉCNICO DE TÉRMINOS ACÚSTICOS

Inglés	Español	Unidades	Definición / Utilidad
		Bar	Unidad de presión 1 bar = 1 atmósfera
		Bar-m	Presión recibida en bares multiplicada por la distancia emisor-receptor. Estima del nivel emitido. (1)
Decibel	Decibelio	dB, décima parte de un Bel	Magnitud relativa de dos cantidades en escala logarítmica (2)
Energy flux spectral density	Densidad espectral del flujo de energía	dB re. 1J/m ² /Hz	(4)
FFT	Transformada rápida de Fourier		Se usa para computar el contenido espectral de una señal de presión (5)
Force	Fuerza	Newton (N)= kg*m/s ²	masa * aceleración
Form factor	factor de forma		Relación entre el máximo de presión y la RMS de una onda
Impedance	Impedancia	Ryals	Relación entre la presión y la velocidad de la partícula en un medio
Intensity	Intensidad	W/m ² or decibel (dB)	Potencia por unidad de área (2)
Joule	Julio	J	Unidad de trabajo o energía
Newton	Newton	N	Unidad de fuerza
Pascal	Pascal	Pa	Unidad de presión 1 Pa = 10 ⁻⁵ bar
Peak	máximo	min-max (peak-peak o p-p) 0-max (0-peak o 0-p)	Amplitud máxima de una onda. Diferencia entre la media y el pico máximo positivo (0-peak) o entre el mínimo y el máximo (p-p)
Power	Potencia	Wattios (W) =J/s	Energía por unidad de tiempo
Power spectral density	Densidad espectral de potencia	dB re. 1μPa ² /Hz (1)	4
Pressure (p)	Presión (p)	Pascal (Pa) = N/m ² = kg/s ² m	fuerza ejercida por unidad de área
RMS (root mean square)	raíz cuadrática media	RMS	3
Sound exposure level (SEL)	Nivel de exposición sonora	dB re. 1μPa ² s	proporcional al flujo de densidad de energía para una onda plana propagándose en un medio libre
Watt	Watio	W (= J/s)	Unidad de potencia
Work y Energy	Trabajo, Energía	Julios (J)	Fuerza * distancia

Fuerza (F): masa por aceleración:

$$F = m * a = \text{kg} \frac{\text{m}}{\text{s}^2} = \text{N}$$

Presión (p):

a) fuerza por unidad de superficie:

$$p = \frac{F}{S} = \frac{\text{N}}{\text{m}^2} = \frac{\text{kg}}{\text{m} * \text{s}^2} = \text{Pascal (Pa)}$$

b) impedancia del medio por velocidad de la partícula:

$$p = z * v$$

La presión también se mide en bares ⁽¹⁾, el bar-m puede ser convertido en nivel de emisión de la fuente en dB re. 1µPa de la siguiente forma: nivel de emisión = 220 dB + 20log(bar-m) (Richardson *et al.*, 1995)

Impedancia (z): indica la resistencia de las partículas a moverse. En un medio muy denso las partículas tendrán poca velocidad de movimiento pero ejercerán una gran presión, mientras en un gas la V será mayor pero la presión ejercida será menor (no confundir la velocidad de movimiento de la partícula, v, con la velocidad de transmisión de la onda acústica, c)

elocidad del sonido en un medio abierto, c, por la densidad del medio, ρ :

$$z = c * \rho = \frac{\text{m}}{\text{s}} * \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} = \frac{\text{kg}}{\text{s} * \text{m}^2} = \text{Ryal (Ryl)}$$

resión por velocidad de la partícula en el medio:

$$z = \frac{p}{v} = \frac{\frac{\text{Nw}}{\text{m}^2}}{\frac{\text{m}}{\text{s}}} = \frac{\text{Nw} * \text{s}}{\text{m}^3} = \frac{\text{kg} * \frac{\text{m}}{\text{s}} * \text{s}}{\text{m}^3} = \frac{\text{kg}}{\text{s} * \text{m}^2} = \text{Ryal}$$

Así:

	mar	aire
δ	1037 kg/m ³	1 kg/m ³
c	1500 m/s	340 m/s
z	1.5 MRyl	340 Ryl

Energía (capacidad de trabajo): fuerza por distancia:

$$E = F * d = \text{N} * \text{m} = \text{Julios(J)}$$

Potencia (W): energía por unidad de tiempo:

$$W = E/t = \frac{N * m}{s} = \text{Wattios (W)}$$

a) potencia instantánea: proporcional al cuadrado de la presión

$$W = p * v = p * \frac{p}{z} = \frac{p^2}{z}$$

(el resultado se multiplica por $4\pi m^2$ para integrar la potencia en la superficie de la esfera, asumiendo una fuente omnidireccional)

Potencia debida a una presión no constante:

$$W = 4\pi m^2 \int \frac{p^2}{z} dt$$

Intensidad (I): potencia por unidad de área:

$$I = W/m^2$$

También se calcula como intensidad producida por una presión rms P en un medio abierto con una impedancia z :

$$I = \frac{p^2}{z}$$

Formas de medida:

El decibelio⁽²⁾: El Bel es la magnitud relativa de dos medidas, expresada en escala logarítmica. En acústica se refiere a la relación (r) entre la potencia de interés y una potencia de referencia a escoger. Al ser el decibelio la décima parte del Bel, resulta en $10 * \log (r)$. Cuando la intensidad calculada como relación de medidas de potencia (W) se expresa en decibelios, resulta en:

$$I_{dB} = 10 * \log (W_i / W_{ref})$$

Sin embargo la relación de intensidades cuando estas se calculan en base a medidas de presión (P), que es lo más corriente, se expresa como:

$$I_{dB} = 10 * \log (p_i^2 / p_{ref}^2) = 20 * \log (p_i / p_{ref})$$

Cuando esta relación de intensidades se da en el mismo medio puede desecharse la influencia de la impedancia, sin embargo en medios distintos la presión acústica no se transmite igual debido a la variación de impedancia. Por ejemplo, la diferencia de intensidad creada por la misma presión ejercida en el mar o en el aire será de 36 dB. Además de la diferencia debida a la transmisión del sonido en los distintos medios, hay que considerar que en el aire se utiliza como referencia una presión 20 μ Pa, que es la mínima que puede percibir el ser humano, mientras que en el mar se usa 1 μ Pa. El cambio de presión de referencia (20 μ Pa) corresponde a 26 dB:

$$I_{dB} = 20 * \log(20) \approx 26dB$$

Por tanto una presión X provocará una intensidad de Y dB en el aire, equivalente matemáticamente a una intensidad de $Y + 62$ dB en el mar.

Raíz cuadrática media (rms) ⁽³⁾

El valor RMS se calcula como la raíz cuadrada de la media de los valores de presión de la onda al cuadrado, con la siguiente fórmula:

$$RMS = \sqrt{\frac{1}{T} \int_0^T |x(t)|^2 dt}$$

donde T es la duración de la señal y $x(t)$ son los valores de presión de la misma

Nivel de exposición sonora (Sound exposure level, SEL)

El SEL es una medida de la energía de una señal acústica, por lo que depende tanto de su amplitud como de la duración de la misma. Se calcula como la integral de los valores de presión instantánea al cuadrado, normalizada a una presión de referencia al cuadrado, durante 1 segundo. Así, para medidas de sonido submarino el SEL está referenciado a $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$. La fórmula es la siguiente:

$$SEL = 10 \log \left(\int_0^T |x(t)|^2 dt \right)$$

donde T es la duración de la señal y $x(t)$ son los valores de presión de la misma

ANEXO 2: SIGNIFICACIÓN BIOLÓGICA DE LOS CAMBIOS DE COMPORTAMIENTO

Es extremadamente difícil hacer una evaluación de las respuestas al sonido antropogénico en el comportamiento de los mamíferos marinos. Para detectar cualquier cambio, es importante tener una comprensión básica suficientemente precisa de la "conducta normal" de los animales, que viven la mayor parte de su tiempo sumergidos y no se pueden observar fácilmente. Y, un reto aún mayor, se está vinculando el comportamiento animal a los efectos del sonido y otros factores en todas las situaciones y etapas de la vida (por ejemplo, durante el buceo, descanso, apareamiento, la alimentación o la migración), teniendo en cuenta que las reacciones pueden variar con respecto a las especies, los individuos, la edad, el sexo, o la experiencia previa (Richardson & Würsig 1997; Ketten & Finneran 2004, Richardson & Tyack 2004). Cambios en el comportamiento, por ejemplo en el ritmo de alimentación, a continuación han de traducirse en alguna medida biológica importante, como la tasa de natalidad o salud de la población, para tener una idea de los efectos biológicos o poblacionales. Por último, se debe ser capaz de relacionar estos cambios fundamentalmente a la exposición al sonido, en lugar de otros factores como las condiciones ambientales.

Fuera de cautividad, no se pueden observar la mayoría de las respuestas conductuales y de otros posibles efectos debido a la dificultad inherente de su reconocimiento en el mar. Sin embargo, la falta de observación de tales efectos no necesariamente implica su ausencia. Es probable que los cetáceos muertos o heridos en alta mar, por ejemplo, permanezcan sin ser detectados, dado que las carcasas se hunden o son depredadas por carroñeros, de modo que los animales tenderán a encallar cuando resulten heridos cerca de la costa. Incluso con respecto a los ejemplares varados sometidos a necropsia, el examen patológico a menudo excluye el análisis necesario para determinar la existencia de un trauma acústico. Los indicadores de trauma acústico todavía están excluidos de muchos protocolos estándar de autopsia (IWC 2004, 2006 b), y son a menudo difíciles de detectar, por lo que se requiere personal cualificado para realizar el análisis patológico. Por lo tanto, los análisis normales pueden pasar por alto importantes indicaciones de los impactos del sonido.

Los efectos sutiles no mortales son incluso más difíciles de estimar y más aún cuando se estudian animales con cerebros grandes y comportamientos complejos, como los cetáceos, en medios no controlados, como se ha encontrado en experimentos sobre los efectos de sonido en animales terrestres que andan libres, incluidos los seres humanos. La cuestión de si una reacción en la conducta constituye un "efecto biológicamente significativo" en el contexto de perturbación acústica es compleja, se considera controvertida y, por tanto, no se ha resuelto todavía. Además, hay muy pocas combinaciones de tipo de sonido y de especies de mamíferos marinos para las cuales existe información cuantitativa disponible sobre la probabilidad de trastornos de comportamiento significativos en relación con la exposición al sonido.

Los impactos en la población son difíciles de detectar en los mamíferos marinos. Una de las razones es que las estimaciones de población para la mayoría de las especies marinas son imprecisas con intervalos de confianza cada vez mayor con la irregularidad de abundancia. Sólo existen un puñado de poblaciones de cetáceos en que las estimaciones de población son más precisas que $\pm 40\%$ (Whitehead *et al.* 2000). Aún más difícil es vincular la disminución de la población, cuando sea detectable, a relaciones de causa única, tales como los impactos del sonido antropogénico. Los efectos acumulativos de

diferentes factores de estrés y su alcance son imposibles de detectar y demostrar en la mayoría de los casos.

Otras limitaciones mencionadas por Wartzok (2004) fueron las siguientes:

- Los cambios de comportamiento, que tendrían efectos insignificantes en circunstancias normales, pueden llegar a ser significativos en circunstancias anormales, por ejemplo, durante el fenómeno climático de El Niño.
- Los efectos que serían insignificantes en una población cerca de su capacidad de carga llegan a ser significativos en una población disminuida.

Los siguientes ejemplos de actividades biológicamente significativas que pueden estar relacionados con efectos adversos sobre los cetáceos fueron proporcionados por WARTZOK (2004):

- Los aspectos básicos son demográficos - efectos sobre el crecimiento, la supervivencia y la reproducción
- Crecimiento: La alimentación y energética
- Supervivencia: varamientos (pueden incluir una reacción en el comportamiento, pero los impactos son lesiones o algo peor)
- Reproducción: conducta de apareamiento
- Evasión de ruidos y la calidad del hábitat

Luego, WARTZOK (2004) proporcionó ejemplos de las posibilidades de una cuantificación de una selección de comportamientos importantes:

- "Migraciones - ni la longitud del camino ni la duración de la migración podría incrementarse hasta entrar en el cuartil superior de su tiempo o distancia normales".
- "Reproducción - alteración de la conducta masculina no debe reducir la reserva de posibles machos de los cuales una hembra puede elegir por más de un 25%".
- "Lactancia - una alteración no debe reducir la nutrición de la lactancia a menos del cuartil inferior de lo normal".

Sin embargo, la falta de información acerca de estos parámetros para muchas especies limitará su aplicabilidad y deben complementarse con la aplicación del principio de precaución cuando no hay datos disponibles y hay razones para sospechar que hay un impacto. Otra propuesta de WARTZOK (2004) fue el desarrollo de un "Índice de Gravedad", donde la duración de la alteración está relacionada con la duración de modos significativos de la ecología del comportamiento, por ejemplo de alimentación, reproducción, o migración.

Richardson & Tyack (2004) consideran una alteración biológicamente insignificativa si una alteración de comportamiento resultante de la exposición al sonido tiene una duración <24 horas y, para un individuo dado, se produce sólo una vez durante un período prolongado de tiempo, a menos que haya pruebas en contrario específicas. Como alternativa se propuso un "enfoque de criterio único" y la "función dosis-respuesta" para hacer frente a la variabilidad y la perturbación del comportamiento. No hay ninguna presión ni nivel de exposición sonora por encima de la cual la alteración significativa de comportamiento siempre se produce y por debajo del cual nunca ocurre para la mayoría de las exposiciones al sonido. La proporción de mamíferos que muestran respuestas significativas depende de muchos factores, pero esa proporción tiende a ser más alta con

mayor exposición. Esta situación argumenta a favor de un tipo de enfoque de dosis-respuesta para dar cuenta de la relación cuantitativa entre la exposición al sonido y la probabilidad de perturbación significativa (Richardson & Tyack 2004).

Un modelo de "Consecuencias en la Población de la Perturbación Acústico (PCAD)" fue propuesto como un concepto posible de WARTZOK (2004) y NRC (2005). Este modelo, desarrollado por un comité de la Academia Nacional de Ciencias de EE.UU. define la cadena compleja desde el sonido hasta los efectos en la población. El modelo PCAD fue considerado como marco para orientar la evaluación de importancia biológica por el comité científico de la IWC (IWC, 2006). Sin embargo, se observó que hay pocos datos para la mayoría de las variables que se necesitan para el PCAD (WARTZOK 2004, NRC 2005, IWC, 2006) por ejemplo, las evaluaciones de la población de las especies de zifio comúnmente implicados en varamientos masivos son poco frecuentes. Aunque el modelo de PCAD es un marco útil frente a los niveles relativos de incertidumbre al describir los vínculos desde la exposición hasta los impactos del sonido a nivel de población, ningunos vínculos se han hecho a la extrapolación a partir de los efectos a corto plazo en el comportamiento de los individuos a las consecuencias a nivel de la población y para vincular estas solamente al sonido, y no, por ejemplo, a las condiciones oceanográficas o de sus presas. La variabilidad en la respuesta según el estado de comportamiento presentará desafíos adicionales. Además, con respecto a las tendencias al alza o baja de la población, es probable que la precisión sea pobre y sólo se detecte después de que un efecto adverso se haya producido. Las respuestas en el comportamiento de los individuos pueden ser cuantificadas en determinadas circunstancias. Puede ser factible entonces el establecer relaciones aproximadas de causa y efecto, aunque la extrapolación de estas observaciones a impactos en los niveles de población es extraordinariamente difícil (IWC 2006 b).

Las siguientes preguntas se plantearon durante el 'Seismic Workshop' de la IWC en 2006 acerca de la importancia biológica de la sismografía, con referencia a un estudio de CLARK & GAGNON (2006): Una consideración se refiere a la situación cuando más de un estudio sismográfico se lleva a cabo en la misma región (que es un hecho bastante frecuente en algunos lugares), o cuando ocurre la acumulación de los diferentes efectos adversos de los factores de estrés múltiples. ¿Cuál es el significado biológico de que un rorcual común macho no canta durante tres semanas (o seis semanas, o dentro y solo de modo intermitente durante 3-4 meses) durante la primavera, verano u otoño, o de salir de un área de surgencia (upwelling) de alto valor alimenticio de los recursos? ¿Cuál es el significado biológico de 250 rorcuales comunes machos que colectivamente no cantan durante tres semanas (o seis semanas, o de forma intermitente durante 3-4 meses) durante la primavera, verano u otoño, o colectivamente salir de un área de surgencia de los recursos alimenticios de alto valor?

También deben considerarse efectos en la percepción, tales como el enmascaramiento de señales de interés para las funciones biológicas. El aumento continuo en los niveles de ruido de fondo tiene un gran potencial para reducir los intervalos en que los cetáceos pueden ecolocalizar sus alimentos o comunicar, entre otras funciones relacionadas con la supervivencia de individuos y poblaciones.

EJEMPLOS DE REACCIONES DE COMPORTAMIENTO OBSERVADAS EN MAMÍFEROS MARINOS

Un incidente inusual fue el suceso de un encallamiento tipo 'milling around' (= dando vueltas en masa sin rumbo) que involucró alrededor de 200 delfines cabeza de melón (*Peponacephala Electra*) - una especie de buceo profundo - en una bahía poco profunda de Hawai en 2004. Este evento se relacionó espacial y temporalmente con los ejercicios de la Cuenca del Pacífico (RIMPAC) y el uso de sónar activo. El equipo de investigadores concluyó: "Aunque la causa de este evento de encallamiento nunca puede

ser determinada de manera inequívoca, consideramos las transmisiones de sónares activos de Julio 2-3, 2004 un factor contribuyente plausible, si no probable, a lo que puede haber sido una confluencia de sucesos." (Southall *et al.* 2006).

Las características de sonido del tráfico marítimo tienen el potencial de interferir con la vocalización, percepción auditiva, y los comportamientos relacionados, tanto de las ballenas barbadas como dentadas (Aguilar Soto *et al.* 2006). El rango de frecuencias cubiertas por el ruido de los grandes buques (véase el cap. 4.2) coincide con el rango de las vocalizaciones de las barbadas, la mayoría de las cuales se enumeran en diversos acuerdos internacionales como vulnerables, amenazadas o en peligro de extinción. El ruido de barcos puede tener impactos a largo plazo en el nivel poblacional de estas especies, ya que, por lo que se sabe de su producción de sonido y su ecología, se basan en sonido de baja frecuencia para la comunicación y la percepción ambiental, presumiblemente a enormes distancias (Croll *et al.* 2002; Payne & Webb 1971). Pero también el ruido de los barcos más pequeños puede interferir en las frecuencias y señales de importancia biológica. Así, las orcas (*Orcinus orca*) alargan la duración de sus llamadas por la presencia de barcos de avistamiento de ballenas, que indica que estas ajustan su comportamiento para compensar el ruido antropogénico una vez que alcanza un nivel umbral de enmascaramiento (Foote *et al.* 2004). La WDCS (2003, Annex 3, pp. 137-157) ha enumerado una recopilación amplia de perturbaciones documentadas de cetáceos por el ruido de los barcos.

No se registró ninguna respuesta evidente de los cachalotes (*Physeter macrocephalus*) a sonidos lejanos (> 20 km) de emisores de disparos neumáticos 'airguns' en el Mar de Noruega (Madsen *et al.* 2002), a niveles recibidos estimados de 146 dB_{p-p} re 1 μPa (124 dB re 1 μPa²s respectivamente), o a transmisiones experimentales de sónar activo de frecuencia media en el Mar Mediterráneo (Zimmer 2004). Un cese de vocalizaciones de cachalote se registró en el sur-este del Caribe relacionado con emisiones militares de sónar a frecuencia media (3,25-8,4 kHz) (Watkins *et al.* 1985) y en el Océano Austral durante las transmisiones de la prueba oceanografía de viabilidad de la "Heard Island Feasibility Test, 1991" (Bowles *et al.* 1994). Los cachalotes en el Golfo de México habían sido expuestos a menudo a los sonidos de investigación sísmica desde hace muchos años (Wilson *et al.* 2006) y con frecuencia no mostraron cambios perceptibles, o muy pocos, en su comportamiento, tanto vigilados visualmente (por ejemplo, Gordon *et al.* 2006) como por la técnica de etiquetas emisoras ('tagging') rastreadas por satélite (Winsor & Mate 2006). En los últimos experimentos de exposición controlada (PECO), con grabadoras especiales fijadas a los animales, se muestra de forma preliminar que durante la exposición al sonido sísmico los cachalotes exhibieron menos o nada de las actividades que se creía que estaban relacionadas con su alimentación (Miller *et al.* 2006). Aunque la mayoría de las ballenas continuaron sus patrones de buceo, el cambio de comportamiento fue indicado por una inclinación de aleta reducida y tasas de vocalización "buzz" durante el zambullido. Además, los animales no mostraron conductas de evasión en absoluto dentro de 1-13 km de la fuente sísmica a niveles recibidos de 152-162 dB_{p-p} re 1 μPa (135-147 dB_{RMS} re 1 μPa, 115-135 re 1 μPa²s). Durante los debates en el taller sísmico del IWC de 2006, se consideró que esta falta de evasión podría estar relacionada con los efectos desiguales del campo de sonido que se describen en el cap. 7.1, que fueron revelados por los mismos experimentos (IWC, 2006 b). Sin embargo, Miller *et al.* (2006) también consideraron que las reacciones observadas en su modo de cazar podrían estar relacionadas también con las reacciones en la conducta de las presas a los sonidos sísmicos. Otra consideración en este estudio fue que los cachalotes menos habituados o sensibilizados al ruido en regiones sin estas perturbaciones podrían reaccionar de forma diferente a los sonidos sísmicos.

Los calderones (*Globicephala melas*) cesaron sus vocalizaciones completamente con tasas de avistamiento mucho menores durante la prueba oceanográfica "Heard Island Feasibility Test/HIFT" 1991 en el Océano Austral (Bowles *et al.* 1994). Vocalizaron

significativamente más durante e inmediatamente después de las transmisiones de sónares militares con frecuencias medias en torno a 4-5 kHz en el Mar Mediterráneo (RENDELL & Gordon 1999). Las reacciones de las belugas (*Delphinapterus leucas*) a los sonidos de origen antrópico varían enormemente, en algunos casos se han registrado las reacciones más sensibles para mamíferos marinos y en otras hacen caso omiso al acoso intencional por parte de los barcos. Se observaron respuestas tales como cambios de rumbo y velocidad de natación, en el zambullido, en cómo llegaron a la superficie, en los patrones de respiración y/o vocalización (Lawson, 2005).

Las reacciones al sonido de los rompehielos difieren en el caso del narval (*Monodon monoceros*), que tiende a mostrar un comportamiento "quieto/silencioso", y la beluga, que muestra un comportamiento de "huida" (JCNB / NAMMCO 2005).

Las marsopas (*Phocoena phocoena*) tienen la audición más aguda con la más amplia gama de frecuencias de todos los odontocetos investigados hasta ahora (Kastelein *et al.* 2002, 2005): tienden a mostrar respuestas de evasión a los distintos tipos de sonidos provocados por el hombre a niveles relativamente bajos de exposición. Esto ha sido comentado en relación con el transporte marítimo (Polacheck & Thorpe, 1990; OTANI *et al.* 2001; PALKA & Hammond, 2001; AGA *et al.* 2005), hinca de pilotes (Henriksen *et al.* 2003; TOUGAARD *et al.* 2005), emisores de sonidos de aviso y repulsión ('pingers') (Kastelein *et al.* 2000; Teilmann *et al.* 2006), dispositivos de hostigamiento acústico / AHD (Johnston, 2002; OLESIUK *et al.* 2002), los dispositivos acústicos de disuasión / ADD (Robertson *et al.* 2005), o ruido de funcionamiento simulado de generadores eólicos (KOSCHINSKI *et al.* 2003). Las marsopas también mostraron evasión y un aumento en subidas a superficie en reacción a las transmisiones simuladas de una red de comunicación acústica submarina a umbrales (valores límite) de sonido equivalentes (valores promedios temporales y con ciclo de trabajo incorporado) de 97-111 dB re 1 μ Pa (L_{eq}) en señales de banda de 1/3-octava en el rango 8-16 kHz (Kastelein *et al.* 2005). Las marsopas respondieron más fuertemente a la presentación inicial de sonidos tipo 'pinger' con menor tiempo en superficie, la frecuencia cardíaca cayendo por debajo de la bradicardia normal, y actividad reducida de ecolocalización, aunque los animales parecían habituarse en las sesiones siguientes (Teilmann *et al.* 2006). Un estudio reciente subrayó la especial sensibilidad de las marsopas a las emisiones sonoras de un estudio sismográfico. Aparecieron conductas de evasión con niveles recibidos de 145 o 155 dB_{RMS} re 1 μ Pa, respectivamente, hasta más de 70 km de distancia. Procedimientos 'ramp-up', el aumento paulatino de nivel, frecuentemente utilizados como medida de mitigación, se consideraron ineficientes a tales distancias, porque los animales no podían abandonar el espacio ensonificado a tiempo (Bain & WILLIAMS, 2006). Durante las épocas de hinca de pilotes para la construcción de parques eólicos en alta mar en Dinamarca se observaron varios tipos significativos de responsividad en las marsopas. Estas respuestas incluían el cese de la actividad acústica, disminución de su densidad a simple vista y patrones de rumbo de natación alejándose de la fuente de ruido hasta al menos 15 km y 20 km (TOUGAARD *et al.* 2003, 2005). Thomsen *et al.* (2006) calcularon unas zonas TTS teóricamente dependientes de frecuencia a una distancia de 1 km y una zona de audibilidad de al menos 80 km para las marsopas (y focas comunes) en relación con ruido de la hinca de pilotes para turbinas eólicas de 1,5 MW (pico de banda ancha SL = 228 dB re 1 μ Pa_{0-p} @ 1m/206 dB re 1 μ Pa²s @1m). En un ejercicio similar, MADSEN *et al.* (2006 a) han determinado la zona de audibilidad en relación con el ruido de la hinca de pilotes a por lo menos 100 km y, posiblemente, hasta 1.000 km, para estos dos animales.

Una zona de audibilidad reducida ('masking') de 10-15 km para vocalización fuerte y hasta 40 km para vocalizaciones débiles debido al ruido de hinca de pilotes ha sido modelado por David (2006) para los delfines mulares (*Tursiops truncatus*).

Varias especies de mysticetos (la ballena gris, la de Groenlandia, la azul, la minke, la de aleta y el rorcual de sei) mostraron un comportamiento de evasión del sonido de los

estudios sísmicos (Malme *et al.* 1983, 1984, 1985, 1986, 1988, Richardson, 1998; Richardson & Malme 1993; RICHARDSON, *et al.* 1986, 1995; BROWNELL 2004, Gordon *et al.* 2004). Para yubartas machos (*Megaptera noveaangliae*), hay algunos informes (en parte anecdóticos) de tolerancia o atracción hacia fuentes sísmicas. Las hembras, por el contrario, muestran conductas de evasión de estos sonidos (McCauley *et al.* 1998, 1999, 2000).

En dos estudios (Miller *et al.* 2000; Fristrup *et al.* 2003), las yubartas alargaron algunas de sus canciones de apareamiento en respuesta al sónar activo de bajas frecuencias (LFAS). Si bien algunas ballenas dejaron de cantar, las canciones de otros fueron 29% más largas a niveles recibidos de max. 150 dB, esto fue tal vez un esfuerzo para compensar por la interferencia (Miller *et al.* 2000), y las canciones se mantuvieron 10% más de tiempo hasta dos horas después de la exposición (Fristrup *et al.* 2003). Un estudio, aunque no concluyente en su significado, empleó un gran número de hidrófonos montados en el fondo del mar sobre el talud continental de Europa occidental y detectó un cese en las vocalizaciones de un grupo de hasta 250 ballenas de aleta machos en un área de 10.000 mm² durante un estudio sismográfico (CLARK & GAGNON 2006). Sólo después del estudio comenzaron las ballenas de aleta a cantar con éxito. Por otra parte, los autores alegaron que los estudios sísmicos y el canto de las ballenas de aleta machos son concurrentes regularmente durante los meses de verano.

STONE (2003) analizó 1.625 avistamientos de mamíferos marinos presentes durante 201 estudios sismográficos en aguas del Reino Unido entre 1998 y 2000. Se encontraron tasas de avistamiento significativamente menores de delfines de costados blancos, delfines de hocico blanco, todos los odontocetos pequeños combinados y todos los cetáceos combinados durante los períodos de tiro en comparación con los períodos sin disparos desde emisores de sonido neumáticos. Sin embargo, durante el curso de los estudios, no se encontraron diferencias significativas en las tasas de avistamiento, lo que indica que los efectos observados fueron de corto plazo. Para más detalles, ver STONE (2003).

ANEXO 3

NIVELES DE SONIDO EN CUANTO A REGULACIÓN

En algunos reglamentos nacionales se ha utilizado un amplio rango de valores de niveles de exposición sonora (SEL), máximos (pico a pico o cero a pico) o de la raíz cuadrática media (RMS), por ejemplo 120, 140, 160, 180 o 190 dB re 1 μ Pa, como umbrales (niveles límite) críticos de presión acústica para aplicaciones específicas de sonido y señales (HESS 1999; U.S.DoN 2001; California Coastal Commission 2002; NMFS 2003; NMFS/NOAA de 2005, UICN 2006). Estos valores límite son siempre controvertidos. En el caso de los varamientos masivos de zifios, la distribución geográfica de los mismos sugiere que probablemente fueron afectados a niveles de presión sonora significativamente menores (modelados tan bajo como RL <150-160 dB_{RMS} re 1 μ Pa) (HILDEBRAND *et al.*, 2004; Hildebrand, 2005). **No existen umbrales de exposición sonora universales, que reflejen adecuadamente las complejas relaciones entre los parámetros físicos, ambientales y biológicos, así como la variabilidad en la sensibilidad de cada especie e intra-específica.**

Las dificultades se deben a varias cuestiones:

1) Formas de medida del sonido: Aportar umbrales de nivel de presión acústica en valores RMS parece inadecuado, al menos como medida única, para evaluar los riesgos acústicos de sonido/ruido pulsado (Madsen, 2005). Los sonidos pulsados e impulsivos pueden tener altos niveles máximos de presiones acústicas máximas, y aún así contener poca energía si son de escasa duración. Dado que el daño físico y el deterioro del sistema auditivo pueden ser provocados por altas presiones máximas, y también por altos flujos de energía, es importante que cualquier límite de seguridad, para la exposición al sonido, incluya tanto un nivel de flujo de la energía recibida (SEL) como un nivel de presión máximo recibido (pico a pico). Un protocolo así, de "criterios dobles", fue ya sugerido por el "grupo de criterios de exposición al ruido" (Ketten & Finneran 2004/Noise Exposure Criteria Group), por ser más adecuado para evaluar el potencial de impacto tanto de los pulsos breves de alta presión, como de los pulsos de alta energía con menores presiones máximas (Madsen, *op. cit.*). Estos criterios también podrían servir para definir los niveles umbral en materia de efectos sobre el comportamiento (Richardson & Tyack 2004).

2) Parámetros acústicos específicos de las emisiones (niveles de la fuente del sonido, amplitud espectral, frecuencia, direccionalidad, duración de la señal, ciclo de trabajo, tiempo de llegada al pico máximo) (Ketten & Finneran, 2004; Greene & Bowles, 2004; Southall *et al.*, 2007), junto con los parámetros ambientales de la propagación del sonido.

3) Sensibilidad de los animales, que depende del ciclo de vida de especies e individuos (por ejemplo, relacionados con hábitats críticos, para el apareamiento, parto, lactancia, destete, alimentación, 'cuellos de botella' en la migración), y de las sensibilidades específicas de las especies (parámetros bioacústicos específicos de cada especie, tales como: sensibilidad auditiva -supuesta o medida-, espectros de las vocalizaciones, etc) (Southall *et al.*, 2007, Clark & Gagnon, 2006), así como la presencia y abundancia de organismos marinos o sus presas (si son acústicamente sensibles a los rangos de las emisiones del ruido), en relación a la ubicación y extensión el espacio ensonificado (Richardson & Tyack 2004, IWC 2004, 2006).

Así, la definición de un umbral único para las exposiciones al sonido que abarque todas las formas de emisiones hidroacústicas antropogénicas intensas, todas las situaciones medio-ambientales, y todas las especies de mamíferos marinos (organismos) no es posible, debido a la complejidad de los parámetros que deben evaluarse y las diferencias implicadas en la gama de posibles impactos. Por ello la cuestión de los límites umbral adecuados para la exposición al sonido debe examinarse caso por caso, teniendo en cuenta estos principios. En caso de querer definirse un valor único, deberá utilizarse el menor que se haya probado que dañe a la fauna.

Anexo 4: TABLA DE CARACTERÍSTICAS DE FUENTES DE RUIDO

Comparación de distintas fuentes antrópicas de sonido subacuático, ordenadas por su potencial de producir exposición al sonido. Tabla modificada de Hildebrand (2004). Los valores de emisión representados en la tabla son estimaciones medias, dado que las variaciones en los modos de uso de algunos dispositivos pueden producir valores significativamente más bajos. Se supone un valor nominal de 15 min. de audibilidad plena para fuentes móviles (barcos). "Algunas características de la fuente adicionales, tales como tiempo de llegada al pico, también pueden ser importantes para determinar los efectos de las fuentes sobre los mamíferos marinos. Esta tabla no pretende ser un catálogo ni incluye todas las fuentes de ruido posibles; se presenta para dar una idea de la amplia gama de potenciales impactos acústicos introducidos en el medio ambiente marino" (NRC, 2003).

Fuente de sonido	Energía SEL (dB re 1 μ Pa ² *s)	Nivel Sonido nominal (dB re 1 μ Pa @1m)	Duración de Señal [s]	Ciclo de Trabajo (% de tiempo activo)	Frecuencia Máxima (Hz)	Ancho de Banda (Hz)	Direccionalidad
Dispositivo Subacuático Nuclear (30 kilo-ton.)	338	328	10	Evento único	Baja	Ancha	Omni
Prueba de Choque de buques (10,000 libras de TNT)	299	299	1	Evento único	Baja	Ancha	Omni
Sónar Militar de Baja Frecuencia (SURTASS/LFA)	243	235	6 - 100	10	e.g. 250	30	Horizontal
Sistema de Pistolas de Aire Comprimido (prospección sísmica comercial)	241	256	0,030	0,3	50	150	Vertical
Sónar Militar de Frecuencias Medias (AN SQS 53C)	232	235	0,5 – 2	6	2.600- 3.300	Estrecha	Horizontal
'Superpetrolero' (270 m de eslora)	228	198	900 (15 min)	100	23	5-100	Omni

Fuente de sonido	Energía SEL (dB re 1 μ Pa ² *s)	Nivel Sonido nominal (dB re 1 μ Pa @1m)	Duración de Señal [s]	Ciclo de Trabajo (% de tiempo activo)	Frecuencia Máxima (Hz)	Ancho de Banda (Hz)	Direccionalidad
Tomografía (Fuente NPAL)	226	195	1.200 (20 min)	2-8	75	37.5	Omni
Conjunto de Pistolas de Aire Comprimido (científico)	223	240	0.020	0.1	10	10–120	Omni
Ecosonda Multihaz Científica	218	235	0,060	0,4	12,000	Estrecha	Vertical
Fuente RAFOS	199	180	80	0.001	260 o 780	2	Omni
Dispositivo Acústico de Hostigamiento	185	185	0,5 – 2	50	10,000	600	Omni
Barco pesquero (12 m de eslora, 7 nudos)	180	150	900 (15 min)	100	300	250- 1000	Omni
Dispositivo acústico de Disuasión (AquaMark300)	127	132	300	8	10,000	2000	Omni

ANEXO 5

TABLA DE VARAMIENTOS MASIVOS ATÍPICOS DE CETÁCEOS

La siguiente tabla presenta un listado de varamientos masivos atípicos de cetáceos asociados al uso de sónares militares o explosiones durante ejercicios navales, así como a prospecciones sísmicas utilizando sistemas de pistolas de aire comprimido. La coincidencia espacio-temporal de las actividades con los varamientos, así como los resultados de los exámenes patológicos, indicando síntomas comunes en los casos analizados, proveen evidencia contextual y sintomática de la relación entre las mortandades y las actividades humanas en curso. Sin embargo, en muchos casos no existe información sobre las actividades humanas en el área y/o no pudo desarrollarse un análisis patológico adecuado. Se define varamiento en masa como el de dos o más ejemplares. En la mayoría de los incidentes que se enumeran aquí se observa la presencia de al menos una especie de zifio (familia Ziphiidae), por lo general el zifio de Cuvier (*Ziphius cavirostris*, Zc), que refleja tanto la susceptibilidad de los zifios a los impactos acústicos como la concentración del esfuerzo científico en torno a estas especies (por ejemplo, Smithsonian INST. 2000; IWC, 2004) y que el zifio de Cuvier es el de distribución más cosmopolita de la familia Ziphiidae. En dos casos, las Islas Canarias (Simmonds & López-Jurado, 1991; Martín *et al.* 2004) y Japón (Brownell *et al.* 2004), se llevó a cabo un análisis retrospectivo de los varamientos de zifios y su coincidencia con actividades navales, por lo que estas dos zonas concentran la mayoría de los eventos. Algunas cifras de "encallamiento/varamiento" incluyen animales que luego se redirigieron hacia el mar y se desconoce su supervivencia.

Especies: Zc: Zifio de Cuvier (*Ziphius cavirostris*); Md: zifio de Blainville (*Mesoplodon densirostris*); Ze: zifio de Gervais (*Mesoplodon europaeus*); Mb: zifio de Sowerby (*Mesoplodon bidens*); Ha: zifio calderón boreal (*Hyperoodon ampullatus*); Pm: cachalote común (*Physeter macrocephalus*); Kb: cachalote pigmeo (*Kogia breviceps*); Ks: cachalote enano (*Kogia simus*); Gm: calderón de aleta corta (*Globicephala macrorhynchus*); Pe: orca bastarda (*Peponocephala electra*); Pp: marsopa (*Phocoena phocoena*) Ba: rorcual aliblanco (*Balaenoptera acutorostrata*); Mn: yubarta (*Megaptera novaeangliae*);

AÑO	ÁREA	Especie (nº)	Descripción	Referencia
1960	Japón	Zc (2)	3 de marzo: Encallamiento de dos zifios de Cuvier (<i>Ziphius cavirostris</i>) en la isla de Oshima, dentro de la Bahía de Sagami , Japón. Ambos animales encallaron vivos. Los testigos informaron de que loa zifios "se precipitaron directamente a la orilla a lo largo de una distancia considerable, como si estuvieran perseguidos por unas orcas o algo parecido", pero no se observaron ningunas orcas en el ámbito de los varamientos. Se dejó constancia de este varamiento, y de otros incidentes en Japón que se enumeran a continuación, en un análisis retrospectivo. Este análisis demuestra que los varamientos masivos atípicos de zifios de Cuvier, en Japón, se agrupan en dos bahías, la de Sagami y la de Suruga, cerca de una importante base de la Marina de EE.UU.	Brownell <i>et al.</i> 2004; IWC 2004
1963	Japón	Zc (4+, 8-10?)	12 de marzo: Varamiento de al menos cuatro zifios de Cuvier en la Bahía de Sagami , Japón, tres cerca de Chigasaki y otro cerca de Hiratsuka, ambos en la Bahía de Sagami. Dos zifios más podrían haber varado en Odawara, uno o dos más en Atami, y uno o dos más en Ito, todos en la Bahía de Sagami, al mismo tiempo, lo	Brownell <i>et al.</i> 2004

AÑO	ÁREA	Especie (nº)	Descripción	Referencia
			que posiblemente eleva el total afectado a ocho-diez zifios. Véase la entrada "1960 / Japón" para más detalles.	
1963	Italia	Zc (15+)	Mayo: Varamiento de más de 15 zifios de Cuvier cerca de Génova, Italia. Este es el primer varamiento masivo atípico de cetáceos desde el comienzo de la base de datos mundial sobre varamientos de cetáceos del Museo Nacional de Historia Natural del Smithsonian Institute en 1838. Este incidente coincidió con el comienzo del uso de una nueva generación de tecnología de sónares militares (Balcomb & Claridge 2001, Hildebrandt 2003).	Tortonese 1963; IWC 2004
1964	Japón	Zc (2)	2 de Febrero: Encallamiento de dos zifios de Cuvier en Chigasaki, en la Bahía de Sagami , Japón. Véase entrada "1960 / Japón" para más detalles.	Brownell <i>et al.</i> 2004
1967	Japón	Zc (2)	16 de marzo: Encallamiento de dos zifios de Cuvier, uno en Kanagawa y uno en Odawara, en la Bahía de Sagami , Japón. Se observó que ambos animales vararon vivos. Véase entrada de "1960 / Japón" para más detalles.	Brownell <i>et al.</i> 2004
1974	Antillas Menores	Zc (4)	3 de Abril: Varamiento de cuatro zifios de Cuvier en Bonaire, Antillas Menores, durante unos ejercicios navales . Aunque se tuvo en cuenta que los explosivos pudieron ser una posible causa de este evento, el uso de sónares militares no fue considerado.	Van Bree & Kristensen 1974
1978	Japón	Zc (9)	25 de enero: Varamiento de nueve zifios de Cuvier en Atami, en la Bahía de Sagami . Los animales vararon vivos. Véase entrada "1960 / Japón" para más detalles.	Brownell <i>et al.</i> 2004
1978	Japón	Zc (4)	17 de octubre: Varamiento de cuatro zifios de Cuvier cerca de Shimizu, en la Bahía de Sagami , a varios kilómetros de distancia. Según informes, los animales vararon vivos. Véase entrada "1960 / Japón" para más detalles.	Brownell <i>et al.</i> 2004
1979	Japón	Zc (13)	7 de noviembre: Varamiento de 13 zifios de Cuvier en Odawara, en la Bahía de Sagami , Japón. Los animales, según informes, vararon vivos. Véase la entrada "1960 / Japón" de para más detalles.	Brownell <i>et al.</i> 2004

AÑO	ÁREA	Especie (nº)	Descripción	Referencia
1985	Islas Canarias	Zc (12), Me (1)	8 de febrero: Varamiento en masa de zífios de Cuvier y de 10-12 zífios de Gervais (<i>Mesoplodon europaeus</i>) a lo largo de la costa sureste de Fuerteventura, coincidiendo con ejercicios navales .	Simmonds and López-Jurado 1991; Martín <i>et al.</i> 2004
1986	Islas Canarias	Zc (3), Me (1), Ziphiid sp. (1)	1 de junio: Varamiento masa de cuatro zífios de Cuvier y de Gervais y una especie de zifio no identificado a lo largo de la costa NE de Lanzarote. Se desconoce si los varamientos coincidieron con actividad militar.	Simmonds & Lopez-Jurado 1991; Martín <i>et al.</i> 2004
1987	Islas Canarias	Me (3)	4 de julio: Varamiento de tres zífios de Gervais a lo largo de la costa NE de Lanzarote. Se desconoce si había actividad militar que coincidía con los varamientos.	Martín <i>et al.</i> 2004
1987	Japón	Zc (2)	16 de julio: Encallamiento de dos zífios de Cuvier, uno en Numazu y uno en Shizuoka, ambos en la bahía de Suruga , en Japón. Ambos animales vararon muertos. Véase entrada "1960 / Japón" para más detalles.	Brownell <i>et al.</i> 2004
1987	Islas Canarias	Zc (2)	De noviembre: Varamiento de dos zífios de Cuvier a lo largo de la costa NE de Lanzarote. Se desconoce si alguna actividad militar coincidió con los varamientos.	Martín <i>et al.</i> 2004
1988	Islas Canarias	Zc (3), Ha (1), Kb (2)	25 a 26 Noviembre: Varamiento en masa de tres zífios de Cuvier y de un zifio calderón boreal (<i>Hyperoodon ampullatus</i>) a lo largo de la costa sureste de Fuerteventura, así como de 2 cachalotes pigmeos (<i>Kogia breviceps</i>) a lo largo de la costa NE de Lanzarote, durante unos ejercicios de la Armada (FLOTA 88).	Simmonds & Lopez-Jurado 1991; Martín <i>et al.</i> 2004
1989	Japón	Zc (3)	2 de Febrero: Varamiento de tres zífios de Cuvier en Ninomiya, en la Bahía de Sagami , Japón. Los animales, según informes, quedaron varados vivos.	Brownell <i>et al.</i> 2004
1989	Islas Canarias	Zc (15-19), Me (3), Md (2)	19 de Octubre: Tres zífios de Gervais (<i>Mesoplodon europaeus</i>), dos zífios de Blainville (<i>Mesoplodon densirostris</i>) y >15 (19?) zífios de Cuvier vararon en la costa de Fuerteventura, coincidiendo con maniobras navales (CANAREX 89).	Simmonds & Lopez-Jurado 1991; Martín <i>et al.</i> 2004
1990	Japón	Zc (6)	5 de abril: Varamiento de seis zífios de Cuvier en Shimizu y Numazu, ambos en la bahía de Suruga , en Japón. Se	Brownell <i>et al.</i> 2004

AÑO	ÁREA	Especie (nº)	Descripción	Referencia
			informó que los animales quedaron varados en vivo. Véase la entrada "1960 / Japón" para más detalles.	
1991	Islas Canarias	Zc (2)	11 de Diciembre: Dos zifios de Cuvier vararon en Tazacorte, La Palma, tras el hundimiento del buque "Churruca", durante los ejercicios navales en el área (SINKEX 91).	Martín <i>et al.</i> 2004
1996	Grecia	Zc (12+)	12-13 mayo, 12+ zifios de Cuvier quedaron varados en la costa del Golfo de Kyparissiakos, Grecia en coincidencia temporal-espacial directa con maniobras navales de la OTAN realizando una prueba de sónares activos de frecuencias media y baja. Los animales mostraron ojos parcialmente sangrantes y habían comido poco antes de su muerte.	Frantzis 1998, 2004; Frantzis & Cebrian 1999; D'Amico 1998;
1997	Grecia	Zc (9+)	Octubre: Al menos nueve zifios de Cuvier vararon dentro de un período de diez días entre las islas de Lefkada y Zakynthos en el mar Jónico. Al menos uno estaba vivo cuando quedaron varados. Había constancia de actividad militar en la zona.	Frantzis 2004)
1999	Islas Vírgenes de EE.UU.	Zc (4)	3 de octubre: cuatro zifios de Cuvier vararon en las Islas Vírgenes de los EE.UU. Coincidió con los ejercicios navales en alta mar (COMPTUEX) de la Armada de los EE.UU. El Gobierno de las Islas Vírgenes confirmó que se usó sónar durante el ejercicio.	NMFS 1999; Mignucci-Giannoni <i>et al.</i> 2000
2000	Bahamas	Zc (9), Md (3), Ziphiid sp. (2), Ba (2)	15-16 de marzo: Al menos 16 cetáceos (9 zifios de Cuvier, 3 de Blainville, 2 sin especificar, y 2 rorcuales aliblanco (<i>Balaenoptera acutorostrata</i>)) quedaron varados durante maniobras de la Armada de EE.UU. Los exámenes de anatomía patológica revelaron hemorragias en los pulmones, los riñones, las grasas acústicas, el oído interno, las cavidades craneales, y alrededor de las membranas intracraneales, apuntando como causa común a un trauma acústico. Antes de este suceso, los zifios de Cuvier eran comunes en la zona y en gran parte estaban incluidos en el catálogo de identificación fotográfica desarrollado por científicos locales (Bahaman Cetacean Research) Los estudios indicaban que, generalmente, se producían reavistamientos de grupos de zifios de Cuvier ya catalogados todos los meses del año. Desde el varamiento masivo de 2000, relacionado con el uso de sónares navales, sólo se ha observado (en 2003) a uno de los individuos anteriormente catalogados. Los escasos avistamientos de zifios de Cuvier en la zona, a partir del varamiento, han sido de individuos que anteriormente no habían sido fotoidentificados (tal vez nuevos inmigrantes). Estos datos sugieren que la mayoría de los zifios de Cuvier en la región podrían haber sido afectados en el evento de 2000, bien de forma	Balcomb & Claridge 2001; NOAA & U.S. Navy 2001; Ketten <i>et al.</i> 2004; IWC 2004

AÑO	ÁREA	Especie (nº)	Descripción	Referencia
			letal, subletal o provocando la emigración de los animales.	
2000	Madeira	Zc (3)	10-14 de mayo: Tres zifios de Cuvier vararon en el archipiélago de Madeira, coincidiendo con maniobras de la OTAN . Los análisis de anatomía patológica demostraron daños en la pleura, los pulmones, ojos, riñones, y también hemorragias.	Ketten 2002; Freitas 2004
2002	Brasil	Mn (8)	De junio a octubre: Ocho yubartas adultas (<i>Megaptera novaeangliae</i>) vararon de forma individual a lo largo de los Bancos Abrolhos. El análisis retrospectivo indicó que el número de adultos varados en esa temporada representó más de una cuarta parte del total registrado entre 1975 y 2003, aunque el esfuerzo en los recuentos de la población aumentó después de 1992. No se llevaron a cabo necropsias detalladas, pero se consta que los animales carecen de señales claras de choques con barcos y enredos con artes de pesca, que son las causas más comunes de varamientos en la región. Además, se observaron algunos cambios en la distribución de yubartas, mediante reconocimientos aéreos durante la temporada. Una posible implicación de actividades de exploración sísmica industrial ha despertado cierta controversia, pero no se ha podido demostrar.	Engel <i>et al.</i> 2004; IWC 2004; IAGC 2004; Parente <i>et al.</i> 2006; IWC 2006
2002	Islas Canarias	Ziphiidae (14+)	24 de septiembre: Varamiento masivo de 14+ zifios (incluyendo al menos nueve zifios de Cuvier, uno de Blainville, y uno de Gervais) en Fuerteventura y Lanzarote, coincidiendo con maniobras navales (Neo Tapón 02). Algunos zifios vararon vivos, otros se encontraron muertos en la costa, y tres fueron recuperados (muertos) flotando en el mar. Exámenes patológicos mostraron embolias grasas y gaseosas produciendo hemorragias, sobre todo, en los riñones, pulmones, ojos, la cavidad oral, el tejido peribullar y el oído interno, las cavidades del cráneo y alrededor de las membranas intracraneales, a lo largo de las grasas acústicas, además de daños	Jepson <i>et al.</i> 2003; fernandez <i>et al.</i> 2005b; Martín <i>et al.</i> 2004

AÑO	ÁREA	Especie (nº)	Descripción	Referencia
			estructurales al oído interno.	
2002	Baja California	Zc (2)	Septiembre-24: Dos zifios de Cuvier vararon en la Isla San José, en el Golfo de California, lo cual coincidió con exploración sísmica científica por el buque de investigación EWING, de los EE.UU. Ambos zifios vararon vivos y murieron posteriormente. La falta de evaluación patológica y la correlación espacio-temporal indistinta entre el sitio de encallamiento y el trayecto del barco sísmico no permitió una confirmación clara de la hipótesis de un impacto acústico.	Malakoff 2002; Peterson 2003; Taylor <i>et al.</i> 2004; Hildebrandt 2005
2003	Estado de Washington (EE.UU.)	Pp (< 14?)	5 de mayo: Durante una operación de sónar del buque de guerra USS Shoup , observadores de ballenas y científicos de mamíferos marinos situados en la zona notaron comportamientos muy atípicos de un 'pod' de orcas bien conocido (J-pod) (<i>Orcinus orca</i>), y también de ~ 100 marsopas (<i>Phocoena phocoena</i>) y algunos rorcuales aliblanco (<i>Balaenoptera acutorostrata</i>), hasta una distancia de 20 millas. Hubo constancia de 14 marsopas varadas durante los días siguientes; 11 de las mismas fueron sometidas a examen anatómo-patológico, pero la causa de muerte sólo se pudo determinar en 5 ejemplares. En dos de ellos se encontró traumatismo desfocalizado. Sin embargo, el avanzado estado de descomposición de los cadáveres dificultó la interpretación patológica de la causa de muerte de la mayoría de los ejemplares. Las lesiones compatibles con un trauma acústico podrían haber sido difíciles de interpretar o quedarse ocultas.	Norman <i>et al.</i> 2004; NMFS 2005a; Balcomb 2006
2004	Alaska	Zc (6)	Junio: Hubo informes sobre seis zifios de Cuvier varados en el Golfo de Alaska después del ejercicio de la Armada de EE.UU.: 'Northern Edge 04'.	Moore & Stafford 2005
2004	Hawai	Pe (150-200)	3 de julio: Entre 150 y 200 orcas bastardas (<i>Peponocephala electra</i>) entraron en la bahía de Hanalei, Kauai, durante un importante ejercicio de sónar de la Armada de EE.UU. (RIMPAC 04). Una cría varó y murió y los demás delfines no pudieron salir por su propia fuerza y se las llevaron fuera de la bahía al día siguiente. Se había utilizado sónar la noche antes del varamiento, en un movimiento dirigido hacia la isla, que fue operativo de aproximadamente 25 millas al norte durante el encallamiento. En el único otro encallamiento en masa de esta especie registrado en Hawai, que se produjo más de 150 años antes, las ballenas habían sido obligadas a varar en tierra por cazadores. No se ha comunicado ninguna otra explicación causal de peso para este acontecimiento.	NMFS 2006b

AÑO	ÁREA	Especie (nº)	Descripción	Referencia
2004	Islas Canarias	Zc (4)	Julio: Aproximadamente una semana después del ejercicio de la OTAN “Majestic Eagle” cerca de Marruecos, cuatro cadáveres de zifio llegaron a las Islas Canarias. A pesar de la descomposición, las necropsias patológicas identificaron embolia grasa en los tres animales examinados.	Espinosa de los Monteros <i>et al.</i> 2005; Fernández <i>et al.</i> 2004b; Fernández <i>et al.</i> 2005a; Fernández 2006b
2005	Carolina del Norte (U.S.)	Gm (33), Ks (2), Ba (1)	15-16 de enero: Tres especies de alta mar: 33 calderones (<i>Globicephala macrorhynchus</i>), dos cachalotes enanos (<i>Kogia simus</i>), y un rorcual aliblanco, encallaron en los Outer Banks de Carolina del Norte, coincidiendo con ejercicios con sónar en alta mar. No se había registrado ningún varamiento de otras especies marinas en la región. El evento contó con una serie de características en común con algunos varamientos relacionadas con el sonido de los cuales se ha informado anteriormente, incluida la distribución atípica de especies de alta mar o pelágicas, varamientos de animales vivos, la ausencia de enfermedades comunes de otras. De la evidencia patológica no se pudo determinar las causas de modo conclusivo.	NMFS 2006a
2006	España	Zc (4+)	Al menos 4 zifios vararon en una distribución atípica a lo largo de la costa almeriense de España. Dos vararon vivos, y dos fueron encontrados muertos. Los cuatro zifios mostraron las mismas patologías observadas en varios varamientos masivos anteriores, dentro del cuadro denominado “Síndrome de embolismo grasa y gaseoso” descrito en los animales varados en coincidencia con el uso de sónares militares. Según el Ministerio de Defensa británico, la OTAN llevaba a cabo un ejercicio naval frente a Cartagena el día de los varamientos, pero la información es aún preliminar. Sin embargo, los buques del Reino Unido estaban operando a más de 300 km del varamiento.	Fernandez <i>et al.</i> 2006a; Dalton 2006; Fernández 2006b
2006	Bahamas	Md (2), Ziphiid sp. (3+), Pm (2-3)	Enero a abril: Durante los primeros cuatro meses del año, por lo menos tres zifios no especificados (posiblemente <i>Mesoplodon</i> spp.) y dos o tres cachalotes (<i>Physeter macrocephalus</i>) quedaron varados a lo largo de las Islas Andros, cerca de una zona de ejercicios navales de la Armada de los EE.UU. (AUTEC) Dos zifios de Blainville más encallaron cerca de AUTEC en mayo de 2005. Pescadores locales informan de varamientos adicionales de zifios, al menos dos de zifios de Cuvier, cerca de la isla de Abaco. No se ha realizado un análisis retrospectivo del índice de varamientos en Bahamas y en particular en la zona de AUTEC.	Wells 2006; Small 2006; NMFS 2005
2008	UK			Simmonds WDCCS

AÑO	ÁREA	Especie (nº)	Descripción	Referencia
2008	Madagascar			Simmonds WDCS
2009	Azores	Mb		Fernández, comm. Pers.

Un número de otros varamientos (sin detallar aquí) están sometidos actualmente a investigación por sus posibles asociaciones a maniobras que usan sónar, u otras actividades acústicas: e.g. julio 2005, de 2-3 cachalotes enanos, 2 delfines, 2 zífios de Longman, 1 zífio sin especificar (de Blainville, o diente de Gingko), cerca de Taiwán; varamientos de 2008 en UK y Madagascar; varamientos de 2009 en Azores.

ANEXO 6

OBSERVADORES DE MAMIFEROS MARINOS (MMO) Y DISPOSITIVOS DE DETECCIÓN ACÚSTICA PASIVA (PAM)

1. Capacitación de los MMO

Los técnicos MMO deberían cumplir los siguientes requisitos:

- 1) Haber recibido entrenamiento formal en un curso reconocido oficialmente
- 2) Tener experiencia como MMO
- 3) Estar familiarizado con las especies del área donde se propone la prospección
- 4) Tener experiencia demostrada en el estudio de cetáceos, con experiencia mínima requerida de un año, que le dé las capacidades necesarias para desarrollar este trabajo
- 5) Tener conocimientos de la toma de datos de cetáceos

En caso de no disponer de la titulación oficial mencionada en el punto 1), los MMO deberán contar con experiencia en estudios de abundancia mediante técnicas de transecto lineal.

Además, un observador de MMO entrenado debe ser capaz de identificar especies, medir distancias y conocer los procesos que implican una prospección sísmica, así como de sus obligaciones como MMO.

Equipo básico del MMO

Los MMO deben estar equipados con prismáticos, autorización de solicitud de la prospección sísmica y un "Formulario de registro de cetáceos", como por ejemplo, el de la JNCC o los que en un futuro se desarrollen a nivel nacional.

La capacidad para determinar la distancia es una habilidad clave para el MMO y debe tener una herramienta útil para realizar esta función, unos prismáticos reticulados o una regla para medir distancias deben ser material indispensable.

La comunicación con la tripulación, así como con el equipo de operaciones sísmicas, es imprescindible. Todos los MMO deberán contar con sistemas de comunicación. Los MMO en turno de observación deben poder comunicarse entre sí, incluso en los casos en los que estén repartidos en más de una embarcación.

Tareas de los MMO

Al menos dos MMO deberán estar a bordo de los barcos sísmicos que operen en aguas españolas para observar continuamente la zona de prospección. Los MMO desempeñarán dos tareas: tendrán que observar sistemáticamente el área de prospección para poner en funcionamiento las medidas de mitigación en caso de ser necesarias. Además, los MMO deberán recoger datos de abundancia y distribución de los cetáceos durante toda la campaña. Esta tarea se deberá llevar a cabo tanto cuando se están realizando las actividades sísmicas, como cuando el barco esté navegando en tránsito.

Consideraciones concernientes al trabajo de los MMO

- Evitar que los MMO se cansen es esencial. Deberá asignarse un número suficiente de MMO para asegurar que su trabajo se realiza con eficacia.
- Se deberá garantizar que los MMO sólo están encargados del monitoreo de cetáceos. De esta forma se evita que personal de la tripulación pueda ser encargado de esta tarea.
- Los MMO deberán estar situados en la zona más alta posible, donde puedan escanear el horizonte a 360°.
- Los MMO deberán poseer un equipo adecuado para sus tareas. Los MMO deben utilizar un sistema de medida (range-finding o prismáticos reticulados)
- Las condiciones generales de monitoreo efectivo para los MMO se dan durante las horas de luz del día en buena visibilidad.
- Las condiciones generales para el monitoreo efectivo de los MMO son con un estado de mar de 4 según la escala Douglas o menos. La eficacia de detectar visualmente las especies de cetáceos aumenta considerablemente por debajo de un estado de mar 3 (más o menos Beaufort 3).

2. Capacitación para los PAM

Los técnicos PAM deberían cumplir los siguientes requisitos:

- 1) Haber recibido entrenamiento formal en un curso reconocido oficialmente
- 2) Tener experiencia como PAM
- 3) Estar familiarizado con las características acústicas de las especies del área donde se propone la prospección
- 4) Estar familiarizado con el sistema PAM disponible para la prospección

Un técnico de PAM entrenado debe ser capaz de identificar especies por sus características acústicas (al menos a nivel de grupo), localizar la dirección y distancia del cetáceo detectado acústicamente y conocer de los procesos que implican una prospección sísmica, así como de sus obligaciones como PAM.

Se deberá garantizar la utilización de sistemas de detección acústica fiables, donde se garantice la determinación de la distancia de los animales a las fuentes de sonido, con lo que se requiere que el equipo y los operadores de PAM vayan también en el barco donde se emiten los sonidos.

3. Recomendaciones adicionales para los equipos técnicos de MMO y PAM

Los equipos de MMO y de PAM han de organizarse de acuerdo con el nivel de experiencia y entrenamiento de cada individuo. Es importante que al menos haya siempre un MMO/PAM entrenado por grupo. Todos los MMO/PAM deben poder contar con un número de horas de descanso diarias repartidas a lo largo del día de modo que no se acumule cansancio de observación. Un MMO no debe actuar como PAM durante su tiempo de descanso. Es común que las tripulaciones y el equipo de operación sísmica no hablen español, por esta razón es importante que uno de los requisitos para la captación de MMO/PAM sea la fluidez en inglés, ya que la comunicación es imprescindible para desarrollar correctamente las tareas de MMO/PAM.

El MMO siempre supervisará el trabajo del PAM, es decir, si el operador de PAM detecta un animal durante el periodo de día debe comunicarse con el MMO y este deberá confirmar la presencia de animales en la zona. Durante los periodos de noche y poca visibilidad es el operador de PAM el único que puede constatar la presencia de animales y decidir si se tiene que poner en práctica alguna medida de mitigación.

4. Informe final

Todos los avistamientos de cetáceos durante la campaña se recogerán de forma estandarizada, y se elaborará un informe por escrito tan pronto como sea posible, en un periodo que en ningún caso excederá los 60 días después del término de la campaña que será remitido a la Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. En este informe se incluirá como mínimo la siguiente información:

- Identidad, cualificaciones y experiencia de los observadores
- Nombre de cualquier barco o avioneta utilizado
- Especificaciones de los airguns
- Localización, fecha de comienzo y final de la campaña
- Total de tiempo en esfuerzo (horas y minutos)
- Total de horas en las que las airguns han estado funcionando (horas y minutos)
- Avistamientos/Detecciones acústicas
- Localización, duración y razones por las que los observadores se vieron afectados por malas condiciones para observar
- Localización, tiempo y número de retrasos o ceses de la actividad sísmica
- Cualquier suceso en el que no se haya cumplido este código de conducta

La toma de datos del resto de las especies marinas también podrá tenerse en cuenta en el informe final.