



**CONVENCIÓN SOBRE  
LAS ESPECIES  
MIGRATORIAS**

Distribución: general

UNEP/CMS/COP12/Doc.25.1.20  
6 de junio de 2017

Original: inglés

12.<sup>a</sup> REUNIÓN DE LA CONFERENCIA DE LAS PARTES  
Manila (Filipinas), 23 a 28 de octubre de 2017  
Tema 25.1 del programa

**PROPUESTA PARA LA INCLUSIÓN DEL  
TIBURÓN BALLENA (*Rhincodon typus*)  
EN EL APÉNDICE I DE LA CONVENCIÓN**

Resumen:

Los Gobiernos de Filipinas, Israel y Sri Lanka han presentado conjuntamente la propuesta adjunta para la inclusión del tiburón ballena (*Rhincodon typus*) en el Apéndice I de la CMS.

\* Las denominaciones geográficas empleadas en este documento no implican —de parte de la Secretaría de la CMS (o del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente)— juicio alguno sobre la condición jurídica de ningún país, territorio o área, ni sobre la delimitación de sus fronteras o límites. La responsabilidad del contenido del documento recae exclusivamente en su autor.

**PROPUESTA PARA LA INCLUSIÓN DEL TIBURÓN BALLENA (*Rhincodon typus*)  
EN EL APÉNDICE I DE LA CONVENCION SOBRE  
LA CONSERVACIÓN DE LAS ESPECIES MIGRATORIAS DE ANIMALES SILVESTRES**

**A. PROPUESTA:**

Inclusión del tiburón ballena (especie *Rhincodon typus*) en el Apéndice I, manteniendo su situación actual en el Apéndice II, debido a su estado de conservación en peligro y a la continua disminución de su población. La inclusión de los tiburones ballena en la lista del Apéndice I promoverá una mejor protección de sus principales sitios de agregación y fomentará acciones concertadas para abordar amenazas como los golpes contra buques, la captura incidental y los impactos de las prácticas insostenibles de turismo dirigidas a esta especie.

**B. PROPONENTE:** El Gobierno de Filipinas, copatrocinado por los Gobiernos de Israel y Sri Lanka

**C. DECLARACIÓN DE APOYO**

**1. Taxonomía**

- 1.1 Clase: Chondrichthyes
- 1.2 Orden: Orectolobiformes
- 1.3 Familia: Rhincodontidae
- 1.4 Especie: *Rhincodon typus* Smith, 1828
- 1.5 Sinónimos científicos: Sin sinónimos actuales.
- 1.6 Nombres comunes: inglés: whale shark; francés: requin baleine; español: tiburón ballena; hebreo: *karish livyatan* (כריש לווייתן)

**2. Visión general**

El tiburón ballena (*Rhincodon typus*), el pez vivo más grande del mundo, es una especie cosmopolita tropical y cálida templada.

Varios estudios genéticos han establecido la conectividad de los tiburones ballena a largo plazo y a escala oceánica. En periodos de tiempo más cortos, las migraciones de tiburones ballena se orientan hacia las áreas de alimentación, donde explotan fuentes de presas predecibles pero efímeras, y seguirán gradientes de productividad y temperatura en el océano abierto. Durante su vida, la especie también exhibe un cambio previsible y pronunciado del hábitat: los tiburones adultos se alejan de las áreas costeras, y probablemente viven casi exclusivamente en hábitats mar adentro. Los adultos parecen exhibir migraciones reproductivas dirigidas en el océano abierto.

Los tiburones ballena migran a través de las fronteras nacionales y se trasladan desde las zonas económicas exclusivas nacionales hacia alta mar. Las principales amenazas contemporáneas de los tiburones ballena incluyen las capturas pesqueras, la captura incidental en redes y los golpes de buques. Otras amenazas afectan a los tiburones ballena en escalas locales o regionales.

Una reevaluación de 2016 del estado de conservación global de la especie para la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN clasificó a la especie como “globalmente en peligro de extinción” debido a que la reducción general de la población fue mayor o igual al 50 %. Se deduce que en las últimas tres generaciones (75 años) en el Indo-Pacífico hubo una reducción de la población del 63 %, y en el Atlántico, de más del 30 %.

El tiburón ballena fue incluido en el Apéndice II de la CMS en 1999. Esto lo identifica como una especie migratoria cuyo estado de conservación desfavorable se beneficiaría de la implementación de acuerdos de cooperación internacional. En 2010, el Memorando de

Entendimiento de la CMS sobre especies de tiburones migratorios incluyó al tiburón ballena en este acuerdo. El tiburón ballena también ha sido incluido en otras convenciones y acuerdos internacionales. La especie se incluye en el Anexo I (especies altamente migratorias) de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, y en el Apéndice II de la CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres).

Las Organizaciones Regionales de Ordenación Pesquera (OROP) han prohibido el establecimiento intencional de redes de cerco en torno al tiburón ballena en el océano Pacífico Oriental, el Pacífico Central Occidental y el océano Índico, aunque aún no lo han hecho en el océano Atlántico.

Proponemos que el tiburón ballena sea incluido en una lista del Apéndice I de la CMS, y que se mantenga en la lista del Apéndice II. Los tiburones ballena cumplen los criterios para ser incluidos en el Apéndice I debido al claro hábito migratorio de la especie y a su estado de peligro de extinción en la Lista Roja de la UICN.

Muchas partes de la CMS son también Estados del área de distribución de tiburones ballena y hasta la actualidad no han establecido ninguna protección para la especie. Varios de esos países —como Gabón, Madagascar, Mozambique, Pakistán, Perú, Portugal y Tanzania— son notables focos de tiburones ballena. En otras partes de la CMS, la protección legislativa de los tiburones ballena o de su hábitat se ve comprometida por las amenazas en los países vecinos. Se prevé que la inclusión en el Apéndice I dará lugar a una mayor atención a la protección legislativa por parte de los Estados del área de distribución y a una mayor concienciación sobre los requisitos de conservación de los tiburones ballena.

### 3. Migraciones

#### 3.1 Tipos de movimiento, distancias, naturaleza predecible y cíclica de la migración

Los tiburones ballena migran a través de las fronteras nacionales y se trasladan desde las zonas económicas exclusivas nacionales hacia alta mar (una definición ampliada para los tiburones migratorios recomendada por Fowler, 2014). Los estudios de marcado por satélite basados en la posición han registrado típicamente tasas medias o medianas de movimiento horizontal de 24 a 38 km diarios en los tiburones ballena (Hueter et al., 2013; Hearn et al., 2016; Rohner et al., en revisión). En periodos de tiempo cortos o medios, las migraciones de tiburones ballena se orientan hacia las áreas de alimentación, donde los tiburones explotan fuentes de presas predecibles pero efímeras, y seguirán las variaciones estacionales cíclicas en los cambios de temperatura y productividad (McKinney et al., 2012; Sequeira et al., 2012). Durante su vida, la especie también exhibe un cambio previsible y pronunciado del hábitat: los tiburones adultos se alejan de las áreas costeras, y probablemente viven casi exclusivamente en hábitats fuera de las plataformas continentales (Ketchum et al., 2013; Ramírez-Macías et al., en revisión), y parecen exhibir migraciones reproductivas dirigidas en el océano abierto (Hearn et al., 2016).

En la subpoblación atlántica, los estudios de marcado y de identificación fotográfica por satélite han demostrado que los tiburones ballena migran rutinariamente entre las fronteras nacionales en el Atlántico occidental (Belice, Brasil, Cuba, Honduras, Estados Unidos; Hueter et al., 2013; McKinney et al., en revisión; Graham, 2007), incluso cruzando el hemisferio sur (Hueter et al., 2013). Durante periodos de diez años, en esta región se han registrado tiburones individuales en hasta cuatro países diferentes (Norman et al., en revisión).

En el océano Índico, los tiburones ballena se desplazan rutinariamente entre Mozambique y Sudáfrica (Rohner et al., 2015; Norman et al., en revisión) y, ocasionalmente, entre Mozambique y Madagascar (Brunnschweiler y Sims, 2011), las islas Seychelles (Andrzejczek et al., 2016) y Tanzania (Norman et al., en revisión). Los tiburones ballena marcados por satélite desde la zona arábiga del mar Rojo se desplazaron desde las aguas saudíes hacia Egipto, Sudán, Eritrea, Yibuti, Yemen, Somalia y Omán (Berumen et al., 2014). En la región del golfo Arábigo y Pérsico, la identificación fotográfica ha demostrado que los tiburones

individuales se mueven entre Qatar, Irán, Arabia Saudí, Omán y los Emiratos Árabes Unidos, con resultados modelo que indican que el golfo Árábigo y el adyacente golfo de Omán, en el mar Árábigo, conforman una unidad funcional única (Robinson et al., 2016). En el Pacífico Oriental, se han rastreado tiburones ballena desde las islas Galápagos (de Ecuador) hasta las zonas económicas exclusivas (ZEE) de Costa Rica (isla del Coco), Colombia (Malpelo) y Perú (plataforma continental), así como en aguas internacionales (Hearn et al., 2016). En el golfo de Eilat (también conocido como golfo de Áqaba), que es el brazo noreste del mar Rojo, los tiburones ballena se presentan anualmente en las aguas costeras territoriales israelíes durante los meses de abril y mayo, habiendo cruzado necesariamente las fronteras internacionales e ingresado a las aguas territoriales israelíes desde las aguas territoriales adyacentes de Egipto, Jordania o Arabia Saudí.

Los tiburones ballena adultos —especialmente las hembras maduras— rara vez se ven en las zonas costeras. En cambio las grandes tiburones hembra se ven previsiblemente de acuerdo a la estación en algunos montes marinos costa afuera y en islas volcánicas como la isla Darwin en el archipiélago de Galápagos (de Ecuador; Acuña-Marrero et al., 2014; Hearn et al., 2016), la isla Santa Elena (de Reino Unido; Clingham et al., Preimpresión), el archipiélago de San Pedro y San Pablo (de Brasil) en el Atlántico medio (Macena y Hazin, 2016), y frente a la costa del Pacífico de México (Ramírez-Macías et al., 2012a). Se cree que estas migraciones están asociadas con la reproducción debido a la presencia consistente de tiburones ballena hembras preñadas e indicaciones de comportamiento de apareamiento (Clingham et al., preimpresión; Macena y Hazin, 2016).

En ambos casos, estas agrupaciones suelen estar dominadas por clases de edad específica: grupos de machos jóvenes que se alimentan en la costa y tiburones adultos en montes submarinos e islas volcánicas (Rohner et al., 2015; Ketchum et al., 2013). El desplazamiento del hábitat que esto representa indica que la migración predecible es inherente al ciclo de vida del tiburón ballena (Hueter et al., 2013).

En Filipinas se ha establecido el movimiento entre regiones mediante identificación fotográfica (Araujo et al., 2014), aunque pocos individuos fueron vueltos a ver entre Donsol (en el norte) y la región de Visayas. Una coincidencia internacional entre Filipinas y Taiwán fue informada por Araujo et al. (2016) mediante identificación fotográfica. Hsu et al. (2007) también documentó que algunos tiburones ballena se desplazan hacia el sur hacia Filipinas, por lo que debe haber algún grado de movimiento entre los países. Tiburones ballena etiquetados en el mar de Sulú (Filipinas) se han trasladado hasta las aguas de Malasia (Lamave y MMF, datos inéditos). Del mismo modo, tiburones ballena etiquetados en Donsol (Filipinas), se trasladaron a Sulawesi (Indonesia) y al océano Pacífico (WWF-Filipinas, datos inéditos). Un tiburón ballena etiquetado en Japón en mayo de 2016 fue rastreado en aguas filipinas cuando la etiqueta apareció en la bahía de San Fabián (Luzón), en febrero de 2017 (Dr. Matsumoto, comentario personal).

### 3.2 Proporción de la población que emigra, y por qué esa es una proporción significativa

El tiburón ballena es una de las pocas especies de peces verdaderamente circuntropicales (Gaither et al., 2016). A largo plazo, la conectividad a escala oceánica de los tiburones ballena ha sido establecida mediante múltiples estudios genéticos que han encontrado una falta de estructura poblacional dentro de los océanos Índico y Pacífico (Castro et al., 2007; Schmidt et al., 2009; Vignaud et al., 2014). Este grupo relativamente homogéneo está suficientemente separado del océano Atlántico para permitir la deriva genética (Vignaud et al., 2014), lo que indica que el intercambio reproductivo entre estas subpoblaciones es lo suficientemente infrecuente como para ser inconsecuente en términos de gestión. Las estrategias de conservación de la escala de las cuencas oceánicas son necesarias para un manejo efectivo (Castro et al., 2007; Schmidt et al., 2009), con la probabilidad de que cada agregación contribuya a la diversidad genética observada de la escala poblacional (Vignaud et al., 2014).

Durante su vida, parece haber un marcado cambio de hábitat. Los tiburones jóvenes se observan comúnmente en agregaciones alimentarias costeras (Rohner et al., 2015), mientras que los tiburones adultos suelen verse más lejos de la costa (Ketchum et al., 2013; Ramírez-

Macías et al., 2012a), lo que indica que una migración de este tipo es inherente a la ecología de la especie (Hueter et al., 2013) e involucra a toda la población.

En periodos más cortos (días a semanas), los estudios de marcado por satélite y de identificación fotográfica han demostrado que una proporción significativa de la población puede trasladarse a través de las fronteras nacionales en algunas regiones, en particular el Atlántico occidental (Hueter et al., 2013; McKinney et al., en revisión), el mar Rojo (Berumen et al., 2014) y la región del golfo Árabe y el golfo Pérsico (Robinson et al., 2016; Robinson et al., presentado).

#### **4. Datos biológicos (distintos de la migración)**

##### **4.1 Distribución (actual e histórica)**

El tiburón ballena tiene una distribución circuntropical a través de todos los mares templados tropicales y cálidos, excepto el mar Mediterráneo (Rowat y Brooks, 2012). Su distribución principal se encuentra entre aproximadamente 30° N y 35° S, con ocasionales penetraciones estacionales hacia el norte y el sur (Colman, 1997; Rowat y Brooks, 2012; Sequeira et al., 2014a). Los registros más septentrionales se sitúan desde los 44° N en la bahía de Fundy (Canadá) (Turnbull y Randell, 2006) y el mar de Ojotsk entre Japón y la península de Kamchatka (Tomita et al., 2014), y los registros más australes desde los 37° S en Victoria (Australia) (Wolfson, 1986) y Nueva Zelanda (Duffy, 2002). Es probable que sea la temperatura la que limite la distribución de los tiburones ballena, ya que rara vez se los ve en sitios con temperatura de superficie inferior a los 21 °C (Colman, 1997; Duffy, 2002; Afonso et al., 2014; Tomita et al., 2014).

Las áreas donde —mediante recuentos o estimaciones modelo— se han documentado 500 o más individuos incluyen el golfo Árabe y el golfo de Omán (Robinson et al., 2016), el arrecife Ningaloo en Australia Occidental (Meekan et al., 2006; Norman et al., en revisión), Quintana Roo en México (De la Parra Venegas et al., 2011; Ramírez-Macías et al., 2012b), la provincia de Inhambane en Mozambique (Norman et al., en revisión), Filipinas (Schleimer et al., 2015), alrededor de Mahé en las islas Seychelles (Rowat et al., 2009 y 2011; Brooks et al., 2010), y la isla Darwin en Galápagos (Acuña-Marrero et al., 2014), aunque esta última estimación de la población se refiere a un flujo constante de tiburones migratorios durante un periodo de meses en lugar de una agregación genuina. La mayoría de los sitios de agregación son estacionales, y los tiburones ballena migran de manera predecible para explotar fuentes efímeras de presas.

Las pruebas obtenidas de las capturas de pesca indican que la costa de Gujarat en la India (Akhilesh et al., 2012), Taiwán (Hsu et al., 2012) y el sur de China (Li et al., 2012) también tenían un gran número de tiburones ballena en las proximidades, al menos antes del inicio de la pesca dirigida en esos países, con capturas estimadas de China de hasta 1000 individuos al año (Li et al., 2012).

En el océano Índico, los datos de la flota de redes de cerco de atún han identificado al canal de Mozambique como poseedor de una alta densidad de conjuntos de tiburones ballena asociados (Sequeira et al., 2012). En los océanos Atlántico y Pacífico, las observaciones de tiburones se correlacionaron con dificultad (Harley et al., 2013; Sequeira et al., 2014b). La adecuación del hábitat modelado fue más alta en el Atlántico oriental en el área de Gabón y los países vecinos (Sequeira et al., 2014b), mientras que los mares Bismark y Solomon tienen observaciones relativamente frecuentes de tiburones ballenas en el Pacífico Occidental y Central (Harley et al., 2013).

## 4.2 Población (estimaciones y tendencias)

### *Tamaño de la población mundial*

Los tiburones ballena son identificables individualmente en base a sus característicos patrones de puntos (Taylor, 1994; Arzoumanian et al., 2005). Una base de datos global de avistamientos de tiburones ballena, que incluye fotografías enviadas tanto de investigadores como del público, está alojada en el sitio web Wildbook for Whale Sharks ([www.whaleshark.org](http://www.whaleshark.org)) (Wild Me, 2017, Norman et al., en revisión). En enero de 2017, en esta base de datos había 7922 tiburones individuales identificados a partir de imágenes presentadas entre 1964 y 2017; el 90 % de esos individuos fueron identificados en los últimos 10 años. Sin embargo, el 70 % de los individuos sexados ( $n=3910$ ) eran machos (Wild Me, 2017), con más probabilidades de ser inmaduros basados en estimaciones de longitud (Norman y Stevens, 2007; Ramírez-Macías et al., 2012b; Rohner et al., 2015). Se supone que este conjunto de datos no representa completamente a las hembras, a los tiburones jóvenes ni a los adultos pequeños (Norman et al., En revisión) porque estos no suelen ser vistos por los científicos investigadores y ciudadanos. Por lo tanto, el total representa un número mínimo de tiburones vivos durante este periodo.

Dos estudios genéticos a escala global sobre tiburones ballena han estimado el tamaño genético efectivo de la población —el número de adultos reproductores— aunque basado en tamaños de muestra pequeños de 70 (Castro et al., 2007) y 68 tiburones (Schmidt et al., 2009), respectivamente. Castro et al. (2007) utilizó el ADN mitocondrial para estimar que el tamaño genético actual de la población genética debe de ser de 119 000 a 238 000 tiburones. Schmidt et al. (2009) —basándose en el análisis de microsatélites— estimó que el tamaño de la población genética efectiva es de 103 572, con un error estándar de 27 401 a 179 794. Sin embargo, la falta de conocimiento sobre las tasas de mutación específica de la especie significa que estas estimaciones no deben utilizarse con fines de gestión (J. Schmidt, comunicación personal; T. Vignaud y S. Planes, comunicación personal).

Si bien se ha postulado la conectividad global de las subpoblaciones de tiburones ballena (Sequeira et al., 2013b), un gran estudio genético global —que utilizó ADN mitocondrial y análisis de microsatélites— ha demostrado que las subpoblaciones de tiburones ballenas en el Atlántico e el Indo-Pacífico están funcionalmente separadas (Vignaud et al., 2014). Basándose en los recuentos, las estimaciones modeladas de la población y la disponibilidad del hábitat, se infiere que aproximadamente el 75 % de la población mundial de tiburones ballena se encuentra en el Indo-Pacífico y el 25 % en el Atlántico. En el Indo-Pacífico se deduce una reducción de la población del 63 % en las últimas tres generaciones (75 años) y en el Atlántico se deduce una reducción de la población de más del 30 % (véase el análisis correspondiente a cada subpoblación). Combinando datos de ambas regiones, es probable que la población mundial de tiburones ballena haya disminuido en más del 50 % en los últimos 75 años, lo que ameritaría su ingreso como especie en peligro en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN (Pierce y Norman, 2016).

### *Tendencia de la subpoblación atlántica*

Esta subpoblación fue catalogada como vulnerable en la Lista Roja 2016 de Especies Amenazadas de la UICN (Pierce y Norman, 2016). Pierce y Norman (2016) infirieron una disminución mayor o igual al 30 % en la subpoblación atlántica de tiburones ballena en las últimas tres generaciones (75 años) sobre la base de datos de los observadores de la flota atunera frente a un probable centro de abundancia para esta subpoblación. Entre 1980 y 2010 se registró una disminución de las SPUE (avistamientos por unidad de esfuerzo de búsqueda) en el África occidental, con un pico de las SPUE en 1995 y una disminución posterior (Sequeira et al., 2014b). En términos absolutos, los avistamientos disminuyeron desde aproximadamente 500 tiburones (durante los años 1990) a alrededor de 150 (durante los años 2000). Los avistamientos en los meses más abundantes también disminuyeron aproximadamente en un 50 % durante este tiempo (Sequeira et al., 2014b).

En Gladden Spit (Belice), los avistamientos de tiburones ballena disminuyeron entre 4 y 6 tiburones al día entre 1998 y 2001 a menos de 2 al día en 2003 (Graham y Roberts, 2007);

informes de guías de buceo indican que los números se mantuvieron bajos hasta 2016 (R. Graham, comunicación personal).

En las islas Azores se observó un aumento significativo de los avistamientos en 2008 y posteriormente en comparación con la década anterior (Afonso et al., 2014). Esto se correlacionó fuertemente con la localización de la isoterma de 22 °C, lo que indicaría que esta tendencia creciente de avistamientos se debería a las condiciones ambientales (Afonso et al., 2014).

#### *Tamaño de la subpoblación atlántica*

Los recuentos regionales de tiburones identificados o las estimaciones de abundancia modeladas están disponibles en muchas de las áreas más grandes de agregación o de alimentación conocidas. Ramírez-Macias et al. (2012b) identificaron mediante fotografías a 350 tiburones ballena individuales de la isla Holbox (en México) entre 2005 y 2008, y estimaron que en esta agregación participan entre 521 y 809 tiburones. Los levantamientos aéreos de esta zona y de la costa caribeña adyacente han contado hasta 420 tiburones en un solo levantamiento aéreo (De la Parra Venegas et al., 2011). La mayor agregación conocida se produce estacionalmente en la costa de Yucatán, con más de 1100 tiburones identificados (Norman et al., en revisión). Los tiburones marcados con satélites de esta agregación han sido rastreados al norte del golfo de México (Hueter et al., 2013), donde se han informado agregaciones de hasta 100 tiburones (Hoffmayer et al., 2005), al sur de Belice, donde se identificaron 106 tiburones individuales entre 1998 y 2003 (Graham y Roberts, 2007) y la isla de Utila (en Honduras), donde entre 1999 y 2011 se identificaron 95 tiburones (Fox et al., 2013). Un solo tiburón, marcado en 2007, fue rastreado nadando a través del ecuador hasta el océano Atlántico Sur, cerca de la dorsal mesoatlántica (Hueter et al., 2013). El extremo de este rastreo fue de 543 km al sureste del archipiélago de San Pedro y San Pablo, donde entre 2000 y 2005 se registraron 54 observaciones de tiburones ballena (Hazin et al., 2008). Posteriormente (en 2011 y 2012) este individuo fue identificado fotográficamente frente a la costa de Yucatán (Hueter et al., 2013).

Clingham et al. (preimpresión) documentaron 931 encuentros con tiburones ballena (con un número desconocido de avistamientos repetidos en ese total) de la isla de Santa Elena entre 1999 y 2014. Entre 2005 y 2014 se informaron 49 registros desde el archipiélago San Pedro y San Pablo (Macena y Hazin, 2016). Ha habido pocos registros fotográficos de otras partes del Atlántico (Wild Me, 2017). Sin embargo, entre 1980 y 2010 hubo 2297 registros de tiburones ballena en los cuadernos de pesca de buques de redes de cerco atuneros, principalmente en el Atlántico oriental (Sequeira et al., 2014b) y en particular frente a las costas de Gabón (Capietto et al., 2014). Entre 1998 y 2013 se registraron otros 1449 avistamientos desde el archipiélago de las Azores (Afonso et al., 2014).

#### *Tendencia de la subpoblación indopacífica*

Pierce y Norman (2016) infirieron una disminución mayor al 50 % (probablemente alrededor del 63 %) en la subpoblación de tiburones ballena en la región del Indo-Pacífico durante las últimas tres generaciones (75 años), basándose en índices relevantes de abundancia de Mozambique, la región extendida del océano Índico Occidental, Filipinas, Taiwán, Tailandia y el Pacífico Occidental y Central, y los niveles reales de explotación en la China continental, las islas Maldivas, India, Filipinas y Taiwán. Esta subpoblación fue catalogada como en peligro en la Lista Roja 2016 de Especies Amenazadas de la UICN (Pierce y Norman, 2016).

Hasta 2007 en Taiwán existió la pesca comercial del tiburón ballena (Hsu et al., 2012). La información proporcionada por pescadores que operan desde el puerto de Hongchun en el sur de Taiwán indicó que a mediados de los años 1980 cada temporada se capturaban entre 50 y 60 tiburones, mientras que 1994 y 1995 se capturaron menos de 10 tiburones al año (Chen y Phipps, 2002). Aunque las tendencias definitivas de las capturas no están disponibles, hubo una disminución significativa (un 58 %) de la captura anual estimada de 272 tiburones en 1997 (Chen y Phipps, 2002) en una captura notificada de 113 tiburones durante 15 meses entre 2001 y 2002 (Chen y Phipps, 2002). Entre 2002 y 2007 se observó una disminución de la

longitud media de los tiburones desembarcados (Hsu et al., 2012). También se observó una disminución en el tamaño medio de los tiburones desembarcados en aguas del sur de China, desde 8,27 metros antes de 2004 hasta 6,3 metros entre 2008 y 2011 (Li et al., 2012).

Entre 2003 y 2012, observadores a bordo de la flota de redes de cerco atuneros en el Pacífico Occidental y Central registraron 1073 avistamientos de tiburones ballena, la mayoría en los mares Bismark y Solomon (Harley et al., 2013). La aparición de tiburones ballena en conjuntos de bancos libres disminuyó aproximadamente un 50 % entre 2003 (el 1 %) y 2012 (el 0,5 %), lo que podría representar una caída en la abundancia (Harley et al., 2013), aunque un ligero aumento lineal en la probabilidad de ocurrencia fue modelado por Sequeira et al. (2014) para el periodo 2000-2010. Sin embargo, fue pobre el rendimiento del modelo correspondiente a este último conjunto de datos (Sequeira et al., 2014b). En el Pacífico oriental, los datos estandarizados de series temporales de avistamientos de buceadores en la isla de Cocos (Costa Rica) entre 1993 y 2013 mostraron un ligero aumento en las observaciones de tiburones ballena: las probabilidades de ocurrencia aumentaron un 4,5% cada año (White et al., 2015).

La influencia de la variabilidad ambiental en los avistamientos de los tiburones ballena puede complicar la interpretación de datos de tendencias, debido particularmente a la escasez de conjuntos de datos a largo plazo. En la propuesta de inclusión de los tiburones en el Apéndice II de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES 2002) se incluyó una disminución de las observaciones de tiburones ballena a lo largo de la costa oriental de Sudáfrica entre 1993 y 1998 (Gifford, 2001). Sin embargo, con la ventaja de la retrospectiva, la variabilidad sustancial de los datos de avistamientos en esta área durante los meses de verano (Cliff et al., 2007) y los cambios estacionales en su distribución oceánica (Sequeira et al., 2012), no queda claro si estos datos anteriores son indicadores de un verdadero descenso de la subpoblación. Al norte de esta zona, en el norte del canal de Mozambique y la región extendida del océano Índico Occidental, entre 1991 y 2000 se observó un ligero aumento en los avistamientos de tiburones ballena — basados en los datos de los buques de redes de cerco atuneros— y luego, entre 2000 y 2007, se notó una disminución (Sequeira et al., 2013a). En términos absolutos, desde la década de 1990 se registraron 600 avistamientos, que disminuyeron a unos 200 entre 2000 y 2007 (Sequeira et al., 2014b). Durante el periodo de estudio, las observaciones mensuales máximas disminuyeron alrededor del 50 % (Sequeira et al., 2014b). En Inhambane (en el sur del canal de Mozambique), los avistamientos disminuyeron un 79 % entre 2005 y 2011 (Rohner et al., 2013). Esta tasa de disminución de avistamientos ha persistido hasta 2017 (S. Pierce, comunicación personal). Los tiburones se desplazan rutinariamente entre Sudáfrica y el sur de Mozambique (Rohner et al., 2015; Norman et al., en revisión), pero existe una conectividad limitada entre estas y otras zonas de alimentación costeras conocidas al norte, en Yibuti, las islas Seychelles y Tanzania (Andrzejczek et al., 2016; Brooks et al., 2010; Norman et al., en revisión). En las islas Maldivas, antes de que las especies empezaran a ser protegidas en 1995, las capturas de tiburón ballena disminuyeron de alrededor de 30 cada año en uno de los lugares de pesca más importantes hasta principios de los años 1980 hasta llegar a solo una captura de 20 o menos tiburones ballena en todo el archipiélago en 1993 (Anderson y Ahmed, 1993).

Los tiburones ballena reconocidos por identificación fotográfica en las islas Seychelles se mantuvieron relativamente constantes entre 2005 y 2010 (se registraron 148 individuos en 2010), pero en 2011 cayeron a solo 32, y mantuvieron un descenso continuo hasta la actualidad. Del mismo modo, los reconocimientos aéreos realizados durante el mismo periodo registraron una disminución en el número de tiburones avistados por hora de tiempo de reconocimiento de  $6,0 \text{ h}^{-1}$  en 2010 bajó a  $0,9 \text{ h}^{-1}$  en 2011 y continuaron disminuyendo hasta que los reconocimientos se detuvieron en 2013 (D. Rowat, comunicación personal).

Entre 1991 y 2001, una empresa local de buceo en el mar de Andamán (Tailandia) registró 253 avistamientos de tiburones ballena (Theberge y Dearden, 2006). Durante este periodo, los avistamientos se redujeron significativamente por unidad de esfuerzo de búsqueda, con una disminución general de 1,58 tiburones ballena por viaje entre 1992 y 1993, hasta 0,13



tiburones por viaje entre 2000 y 2001 (Theberge y Dearden, 2006). Un número absoluto bajo de avistamientos persistió hasta por lo menos la temporada de 2002 y 2003, aunque no se registraron los datos del esfuerzo (Theberge y Dearden, 2006). Después de la conclusión de la recolección de datos para ese estudio, los avistamientos de tiburones probablemente hayan aumentado en frecuencia, de acuerdo con los informes de los operadores de buceo. Sin embargo, se percibe que los tiburones son más pequeños que los observados en los años noventa (P. Dearden, comunicación personal).

Bradshaw et al. (2008) analizaron los avistamientos de turistas en el arrecife Ningaloo (en Australia) entre 1995 y 2004, corrigieron el esfuerzo de búsqueda y las fluctuaciones ambientales, y durante este periodo identificaron una disminución del 40 % en la tasa de avistamiento y una disminución de 1,6 metros en la longitud media de los tiburones. A esta disminución observada también pueden haber contribuido la diferencia entre los meses con picos de abundancia a los meses de observación externa (Mau y Wilson, 2007; Holmberg et al., 2009). El análisis de los datos de avistamiento individual de 1995 a 2006 identificó la heterogeneidad de comportamiento en los tiburones en Ningaloo, mientras la mayoría mostraba una cierta fidelidad hacia el sitio ya que fueron vistos en varias temporadas (Holmberg et al., 2008). Este subconjunto (mayoritario) de la población de estudio estuvo aumentando durante el curso de este trabajo (Holmberg et al., 2008). Un análisis de seguimiento en un conjunto de datos ligeramente más largo (1995 a 2008) confirmó este resultado, en que individuos más pequeños contribuyeron en mayor número a la selección, lo que podría explicar la disminución observada en el tamaño medio de los tiburones ballena (Holmberg et al., 2009). Sin embargo, un estudio genético de los tiburones en Ningaloo indicó una disminución de la diversidad genética durante cinco años consecutivos según el ADNmt (2007-2012) y durante dos años (2010-2012) según los microsatélites (Vignaud et al., 2014).

En Filipinas se pescaban tiburones ballena antes de la protección en 1998: la captura de tiburones ballena por unidad de esfuerzo (es decir, por barco) disminuyó de 4,44 a 1,7 en Pamilacan, y de 10 a 3,8 en Guiwanon entre dos relevamientos realizados en 1993 y 1997 (Alava et al., 2002).

#### *Tamaño de la subpoblación indopacífica*

En el sur de Mozambique se identificaron fotográficamente 670 tiburones entre 2003 y 2014 (Norman et al., en revisión). Frente a la isla de Mafia (en Tanzania) se identificaron fotográficamente 131 tiburones entre 2006 y 2014 (Norman et al., en revisión). Frente a Yibuti se identificaron fotográficamente 297 individuos entre 2003 y 2010 (Rowat et al., 2011), mientras que frente a Mahe (en las islas Seychelles) se identificaron fotográficamente 443 individuos entre 2001 y 2009 (Rowat et al., 2011). Se modeló un subconjunto del conjunto de datos de Seychelles, que incluyó registros de 2004 a 2009, para producir una estimación de abundancia de 469 a 557 tiburones en esa zona (Brooks et al., 2010). Comparaciones de identidades recolectadas en las islas Seychelles, Yibuti, Tanzania y Mozambique, que comprendió un total de 1069 tiburones individuales avistados en 2009, no encontraron coincidencias entre esos países (Brooks et al., 2010). Andrzejczek et al. (2016) actualizaron a 2012 la comparación de identificaciones fotográficas entre Seychelles y Mozambique, confirmando que un solo tiburón registrado en Mozambique también fue avistado en Seychelles, y agregaron comparaciones con las islas Maldivas, la isla de Navidad (Australia) y el arrecife Ningaloo (Australia) un total de 1724 tiburones. En su conjunto de datos no se identificaron otras coincidencias fotográficas internacionales. Norman et al. (en revisión) actualizaron estas cifras a 2014 y encontraron tres coincidencias internacionales entre Mozambique y Tanzania. En el mar Rojo, frente a las costas de Arabia Saudí, se registra una importante concentración de tiburones jóvenes: hasta 2015 se identificaron 136 individuos (Cochran et al., 2016), al menos dos de los cuales también se registraron en la agregación de Yibuti (D. Rowat, comunicación personal). Se han observado aglomeraciones de más de 100 tiburones frente a la costa de Qatar, con 422 tiburones ballena identificados desde el golfo Árabe y el golfo Pérsico y el norte del golfo de Omán entre 2011 y 2014 (Robinson et al., 2016). Se han identificado 302 tiburones en las islas Maldivas, en su mayoría en el atolón Alif Dhaal (J. Hancock, comunicación personal). Entre 1991 y 2007, en diarios de pesca de los

buques de redes de cerco atuneros se registraron 1184 avistamientos de tiburones ballena en el océano Índico, casi todas en el Índico Occidental (Sequeira et al., 2013a).

En la isla de Navidad (Australia) registraron 131 avistamientos (Norman et al., en revisión). Las identificaciones fotográficas de los tiburones ballena se remontan a principios de los años 1990 frente al arrecife Ningaloo en Australia Occidental (Meekan et al., 2006; Holmberg et al., 2008 y 2009). Allí se identificaron fotográficamente 386 tiburones entre 1995 y 2008 (Holmberg et al., 2009), con más de 1000 tiburones identificados en 2015 (Norman et al., en revisión). Aunque dos tiburones marcados por satélite fueron rastreados moviéndose desde el arrecife Ningaloo hasta la cercanía de la isla de Navidad (Sleeman et al., 2010), no se ha documentado ningún intercambio de tiburones identificados fotográficamente (Andrzejczek et al., 2016; Norman et al., en revisión). Sin embargo, se registró un tiburón ballena identificado fotográficamente desde el arrecife Ningaloo y Borneo (Kalimantan) (Norman et al., 2016).

En dos estudios se modeló la abundancia de tiburones ballena en el arrecife Ningaloo (Australia). Meekan et al. (2006) estimaron el tamaño de la superpoblación entre 1992 y 2004 desde 319 a 436 tiburones. Holmberg et al. (2009) estimaron que la abundancia anual varió entre 86 y 143 tiburones en los años 2004 a 2007, cuando la longitud se utilizó como covariable. La abundancia de tiburones ballena en esta área está correlacionada con el índice de oscilación del sur y con varias otras variables oceanográficas que potencialmente se relacionan con la fuerza de las corrientes oceánicas y la productividad local (Wilson et al., 2001; Sleeman et al., 2010).

Se han identificado más de 1000 individuos en Filipinas (Wildbook for Whale Sharks, febrero de 2017), con grandes agregaciones registradas alrededor de Donsol (Quirós, 2007), Oslob en la isla de Cebú (Araujo et al., 2014; Schleimer et al., 2015), Pintuyan en Leyte del Sur (Araujo et al., 2016), y en la bahía Honda y en el parque marino del arrecife de Tubbataha, en Palawan (Araujo et al., *en preparación*). Excluyendo a Filipinas, se identificaron fotográficamente 326 tiburones desde el Sudeste Asiático (incluyendo aquí Camboya [3], Indonesia [64], Malasia [32], Myanmar [4], Taiwán [7] y ambas costas de Tailandia [216]) y se agregaron a la base de datos global para febrero de 2016 (Pierce y Norman, 2016).

En el Pacífico Oriental, los tiburones ballena están presentes estacionalmente alrededor de las islas Darwin y Wolf, en el norte del archipiélago de Galápagos. Acuña-Marrero et al. (2014) identificaron allí a 82 individuos entre 2011 y 2013, y estimaron un tamaño anual de población de estudio de 695 ( $\pm 166$ ) individuos en las islas Galápagos. En este lugar raramente se observan machos y hembras inmaduras, por lo que esta estimación se refiere predominantemente a hembras grandes, aparentemente preñadas (Acuña-Marrero et al., 2014). Entre 2003 y 2009 se identificaron fotográficamente 251 individuos en el golfo de California (México): 129 en la bahía de los Ángeles, 125 en la bahía de la Paz y números más pequeños en otros sitios (Ramírez-Macías et al., 2012a). Las estimaciones de abundancia modeladas de este conjunto de datos fueron 54 tiburones (en 2008) y 94 (en 2009) en bahía de los Ángeles, y entre 19 y 62 (entre 2005 y 2009) en bahía de la Paz (Ramírez-Macías et al., 2012a). Fuera de estas áreas (islas Galápagos y México) pocos tiburones identificados fotográficamente se han agregado a la base de datos global del Pacífico Oriental (Wild Me, 2017). En 2014, 25 tiburones ballena fueron informados por observadores desde buques atuneros de redes de cerco (Clarke, 2015).

#### 4.3 Hábitat (breve descripción y tendencias)

Los tiburones ballena se encuentran tanto en hábitats costeros como oceánicos (Rowat y Brooks, 2012). Los avistamientos oceánicos están fuertemente correlacionados con la temperatura en el Índico y el Atlántico (Sequeira et al., 2014b), y la mayor parte ocurre entre los 26,5° y los 30 °C en el océano Índico (Sequeira et al., 2012). La profundidad fue un predictor importante en el Atlántico y el Pacífico, pero no fue significativo en el océano Índico (Sequeira et al., 2014b). Los tiburones ballena son muy móviles, con velocidades de movimiento de 24 a 38 km diarios, de acuerdo con las etiquetas de geoposicionamiento adheridas (Hueter et al., 2013; Hearn et al., 2016; Rohner et al., en revisión). Los cambios

climáticos cíclicos o a largo plazo afectan la ocurrencia y la abundancia de tiburones ballena (Sleeman et al., 2010; Sequeira et al., 2012), por lo que deben considerarse al analizar las tendencias de abundancia local. Los tiburones ballena pasan la mayor parte del tiempo en la zona epipelágica (0-200 metros), pero bucean a una profundidad de por lo menos 1928 metros (Tyminsky et al., 2015), donde se exponen temporalmente a temperaturas tan bajas como 2,2 °C (Wilson et al., 2006).

#### 4.4 Características biológicas

La mayoría de los avistamientos de tiburones ocurren en un pequeño número de áreas de alimentación costeras conocidas para las especies, donde los tiburones se agrupan en la superficie para explotar la productividad estacional, tales como eventos de desove de peces o floraciones de zooplancton (Rowat y Brooks, 2012). En muchos lugares se ha documentado un cierto grado de fidelidad a un sitio entre un año y otro (Cagua et al., 2015; Norman et al., en revisión). En estos lugares es típica la segregación basada en el sexo y el tamaño, con un sesgo hacia los machos juveniles de 4 a 8 metros de longitud (Rohner et al., 2015; Norman et al., en revisión). Esta pronunciada segregación indica que en la especie están presentes cambios en la dieta o en el hábitat específicos del sexo u ontogénicos.

En el golfo de California se encontraron tiburones jóvenes —que comprenden el 60 % de los machos— en aguas menos profundas, explotando presas abundantes. Los tiburones más grandes —de los cuales el 84 % son hembras— se avistaron en aguas oceánicas donde se alimentaban de parches difusos de eufasiáceos (Ketchum et al., 2012). Un estudio inicial de isótopos estables de tiburones ballena en el Índico mostró una relación positiva entre tamaño y  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$ , lo que sugiere que los tiburones más grandes se alimentan de presas de mayor tamaño y de nivel trófico más alto (Borrell et al., 2011). Las hembras tenían valores más bajos de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  que los machos (Borrell et al., 2011), lo que sugiere que tienen un régimen alimentario diferente, más pelágico, mientras que los individuos de menos de 4 metros de TL (longitud total) también mostraron una menor  $\delta^{13}\text{C}$  que los individuos más grandes, lo que sugiere una transición desde hábitats de búsqueda de alimento pelágicos a más costeros.

El mayor tiburón ballena registrado, de aproximadamente 20 metros TL (Chen et al., 1997) y 42 toneladas de masa (Hsu et al., 2014) se ha sido informado desde Taiwán. En la India se capturó un individuo extrapolado a 18,8 metros de TL (Borrell et al., 2011). En Australia Occidental, Norman y Stevens (2007) encontraron que el 50 % de los machos eran maduros, basándose en la morfología de sus cláspers reproductivos, y poseían una TL estimada visualmente de 8,1 metros, mientras que en Mozambique se calculó que el 50 % de la madurez se producía a los 9,2 metros de TL usando fotogrametría láser (Rohner et al., 2015). Robinson et al. (2016) encontraron que el 50 % de los machos evaluados visualmente de las aguas de Qatar alcanzaron su madurez a los 7,29 metros, con un 100 % de madurez a los 9 metros de TL. En el golfo de México, Ramírez-Macías et al. (2012b) estimaron visualmente que el 50 % de la madurez masculina se producía en torno a los 7 metros de TL. El tamaño de madurez en los tiburones hembra es de aproximadamente 9 metros de TL, basándose en estimaciones visuales (Acuña-Marrero et al., 2014; Ramírez-Macías et al., 2012a) y en estimaciones fotogramétricas láser (Acuña-Marrero et al., 2014) en el Pacífico Oriental, y un individuo de 9,6 metros de TL registrado en Taiwán (Hsu et al., 2014). En Sudáfrica, todas las siete hembras de 4,8 a 8,7 metros de TL eran inmaduras (Beckley et al., 1997). La única hembra preñada confirmada, de Taiwán, tenía 10,6 metros de TL (Joung et al., 1996).

La ecología reproductiva del tiburón ballena es poco conocida. Los tiburones hembras preñadas se encuentran estacionalmente en el Pacífico Oriental, particularmente en la isla Darwin del archipiélago de Galápagos (Acuña-Marrero et al., 2014) y en el golfo de California (Eckert y Stewart, 2001; Ramírez-Macías et al., 2012) pero raramente se las avista fuera de esta región. Una excepción es el Atlántico medio, donde se han observado tiburones hembras preñadas en una base estacional tanto en la isla de Santa Elena (Clingham et al., Preimpreso) como en el archipiélago San Pedro y San Pablo (Macena y Hazin, 2016). En el océano Índico, solo se han informado dos hembras visiblemente preñadas que se encontraron en las aguas

frente a Qatar, en el golfo Árabe y el golfo Pérsico (Robinson et al., 2016). La única hembra preñada que ha sido examinada físicamente, procedente de Taiwán, tuvo 304 cachorros en varias etapas de desarrollo, el cual es el mayor tamaño de camada informado de cualquier especie de tiburón (Joung et al., 1996; Schmidt et al., 2010). Este descubrimiento estableció que los tiburones ballena son aplacentales vivíparos. El análisis de la paternidad en un subconjunto de la descendencia estableció que un solo macho podría haber engendrado toda la camada, lo que sugiere que la especie tiene la capacidad de almacenar esperma (Schmidt et al., 2010). La clase más grande de embriones, de 58 a 64 cm de TL, parecían cerca de estar completamente desarrollados (Joung et al., 1996). El recién nacido de natación libre más pequeño encontrado en la naturaleza, en Filipinas, tenía 46 cm de TL (Aca y Schmidt, 2011).

Por lo tanto, se supone que el tamaño al nacer se encuentra alrededor de este rango (Aca y Schmidt, 2011). La periodicidad reproductiva es desconocida: raramente se vuelven a avistar en las áreas donde se observan tiburones hembras preñadas (Norman et al., en revisión).

Los datos sobre edad y crecimiento de los tiburones ballena son escasos. Se han evaluado tiburones varados en Sudáfrica (Wintner, 2000) y en capturas pesqueras en Taiwán (Hsu et al., 2014) respectivamente. Ambos estudios estuvieron limitados por pequeños tamaños de muestra, predominantemente de tiburones jóvenes. Hsu et al. (2014) concluyeron que la deposición de la banda de crecimiento vertebral es probable que sea semestral y, sobre la base de esto, estimaron que los tiburones machos comienzan a madurar a los 17 años aproximadamente, y las hembras a los 19 a 22 años en el Indo-Pacífico. Sin embargo, estas estimaciones tienen algunas advertencias importantes: la deposición periódica bianual de la banda vertebral no se ha demostrado concluyentemente en otras especies de tiburones y se ha demostrado que otras especies orectolobiformes tienen formación de pares de bandas vertebrales aperiódicas (Huveneers et al., 2013). Para confirmar estos resultados sería importante la validación mediante estudios de crecimiento silvestre. Los resultados iniciales de los estudios fotogramétricos con láser indican que los incrementos de crecimiento durante periodos de 1 a 3 años son demasiado pequeños para ser medidos con precisión, pero la técnica podría tener valor a lo largo de periodos de tiempo más largos (Rohner et al., 2015). La duración de una generación en los tiburones ballena se estima en 25 años (Pierce and Norman, 2016).

#### 4.5 Función del taxón en su ecosistema

Los tiburones ballena parecen alimentarse principalmente de invertebrados pelágicos, desove de peces y pequeños cardúmenes (Rowat y Brooks 2012) que habitan una posición trófica inferior a la de la mayoría de las especies de tiburones (Hussey et al., 2015). Aunque hay disponibles pocos datos específicos sobre el papel de los tiburones ballena en los ecosistemas oceánicos, se pueden hacer inferencias a partir de especies de megafauna marina ecológicamente comparables (Estes et al., 2016). Es probable que los tiburones ballena influyan en el sistema marino como consumidores, como presas, como detritus y por medio del almacenamiento y transporte de energía (Estes et al., 2016).

Los tiburones ballena consumen grandes cantidades de biomasa (Motta et al., 2010; Rohner et al., 2015; Tyminski et al., 2015), con estimaciones revisadas por pares de hasta 142,5 kg de huevos de atún por día, equivalentes a alrededor de 43 000 kcal en la península de Yucatán, en México (Tyminski et al., 2015). Esto ocurre en ecosistemas de agua caliente, que se consideran típicamente bajos en productividad. Esta absorción de biomasa puede afectar la dinámica trófica (Estes et al., 2016). El tamaño de los tiburones ballena, junto con sus extensos movimientos verticales, desde la superficie hasta una profundidad de al menos 1928 metros (Tyminski et al., 2015), y sus extensos movimientos horizontales sugieren que, en su biomasa original, los tiburones ballena serían importantes vectores de transporte de energía a través de los ecosistemas oceánicos (Estes et al., 2016). Frecuentemente los tiburones ballena están ampliamente distribuidos (Rowat y Brooks, 2012) y por lo tanto conectan los ecosistemas oceánicos a grandes escalas espaciales y posiblemente estabilizan las dinámicas metaecosistémicas (Estes et al., 2016).

El papel de las especies pelágicas en los nutrientes ciclables entre la superficie y la región mesopelágica es mayor de lo que se pensaba anteriormente (Roman y McCarthy, 2010; Saba y Steinberg, 2012). Los estudios de ácidos grasos en Mozambique (Rohner et al., 2013) y en Australia Occidental (Marcus et al., 2016) indican que el zooplancton de aguas profundas es un elemento de presa importante para los tiburones ballena. Los tiburones ballena juegan un papel importante en la oposición al flujo descendente de carbono hacia el océano profundo, ya que transfieren energía y materiales (incluidos los nutrientes limitantes clave, como el nitrógeno) desde la región mesopelágica hacia la zona eufótica. En áreas con recursos limitados, fomentan el crecimiento del fitoplancton, perpetuando niveles tróficos para crear un sistema de retroalimentación positiva y mejorar la biodiversidad (Estes et al., 2016).

Después de morir, los cadáveres de tiburón ballena se hunden en el lecho marino donde — debido a su gran tamaño y a su gran contenido de nutrientes— proveen de alimento y hábitat a los organismos de las profundidades del océano (Estes et al., 2016). Como raramente se ha informado el hallazgo de cadáveres de tiburón ballena (Higgs et al., 2014), se han estudiado las “caídas de ballenas”. Los cambios sucesivos asociados con la descomposición de cadáveres de tiburones ballena pueden continuar durante décadas. En ese periodo, cientos de especies asociadas reciben apoyado de este recurso nutricionalmente rico y cuya pesca es altamente intensiva (Estes et al., 2016). Más de 60 especies de macrofauna de aguas profundas son conocidas solamente gracias a las caídas de tiburones ballena, y numerosas especies asociadas con las filtraciones frías y las fuentes hidrotermales también se han encontrado en las caídas de tiburones ballena (Estes et al., 2016). Dada la naturaleza inherentemente breve de las fuentes hidrotermales, las caídas de ballenas, y también las caídas de tiburones ballena, se convierten en factores importantes en la ecología espacial del mar profundo (Estes et al., 2016).

## 5. Estado de conservación y amenazas

### 5.1 Evaluación de la Lista Roja de la UICN

En peligro A2bd+4bd (Pierce y Norman, 2016)

Subpoblación del Indo-Pacífico: En peligro de extinción A2bd+4bd

Subpoblación del Atlántico: Vulnerable A2b+4b

### 5.2 Información equivalente pertinente para la evaluación del estado de conservación

La evaluación revisada correspondiente a los tiburones ballena en la Lista Roja se publicó recientemente, en junio de 2016. No tenemos conocimiento de nueva información adicional (es decir, análisis actualizados de tendencias poblacionales o nuevos datos sobre amenazas) que pudiera cambiar las conclusiones alcanzadas en ese documento.

### 5.3 Amenazas a la población (factores, intensidad)

Las principales amenazas contemporáneas de los tiburones ballena incluyen las capturas pesqueras, la captura incidental en redes y los golpes de buques. Otras amenazas afectan a los tiburones ballena a escalas locales o regionales, tales como la aparición de prácticas turísticas insostenibles.

Los tiburones ballena se pescan actualmente en varios lugares. En el sur de China, la captura comercial de tiburones ballena en gran escala parece estar aumentando (Li et al., 2012). Aunque los tiburones ballena no son necesariamente la captura objetivo, son capturados y retenidos cuando se los avista (Li et al., 2012). También existe una pesca oportunista a pequeña escala en Omán (D. Robinson, comunicación personal).

Los tiburones ballena han sido atacados en las pesquerías a gran escala de la India, Filipinas y Taiwán —con cientos de tiburones capturados anualmente en cada país— hasta que se implementaron las protecciones a nivel de especie (Rowat y Brooks, 2012). En las islas Maldivas se produjo una pesca dirigida más pequeña hasta que los tiburones ballena fueron protegidos en 1995 (Anderson y Ahmed, 1993). La reducción de la subpoblación a gran escala causada por estas pescas se planteó como un posible factor de disminución de los

avistamientos en Tailandia (Theberge y Dearden, 2006) y en Australia Occidental (Bradshaw et al., 2008). En muchos de los Estados del área de distribución se han documentado capturas ocasionales o capturas incidentales de tiburones ballena, en particular cuando son de uso común las redes de enmalle de malla grande (Rowat y Brooks, 2012).

El atún se asocia a menudo con los tiburones ballena, y la pesca con redes de cerco para atún suele utilizar a los tiburones ballena como indicadores de la presencia de atún, e incluso se establecen redes alrededor de los tiburones (Capietto et al., 2014). La mortalidad directa en la pesca con redes de cerco parece generalmente baja, registrada como el 0,91 % (1 entre 107) y el 2,56% (1 entre 38) de tiburones, donde observadores informaron el destino de los tiburones en los océanos Atlántico e Índico, respectivamente (Capietto et al., 2014). Sin embargo, las tasas de mortalidad estimada en la pesca con redes de cerco en el Pacífico Central Oriental fueron mayor: el 12 % entre 2007 y 2009 y el 5 % en 2010. Esto se extrapoló a una mortalidad total de 56 tiburones en 2009, y 19 en 2010 (Harley et al., 2013). Los informes de observadores sobre la condición de liberación de esta región entre 2010 y 2014 fueron generalmente coherentes, con un 50 al 60 % de tiburones liberados vivos, un 5 al 10 % agonizantes, y un 30 al 40 % en estado desconocido (Clarke, 2015). Suponiendo un mal resultado para esta última categoría, la mortalidad potencial en 2014 varía desde 11 a 42, con un mayor número posible dependiendo de la supervivencia a largo plazo de los tiburones liberados vivos (Clarke, 2015). Los datos disponibles sobre el número de tiburones ballena capturados probablemente subestimarán la captura total (Clarke, 2015). La supervivencia a largo plazo de los tiburones ballena liberados de las redes no ha sido examinada en esta etapa. Las prácticas comunes de liberación —tales como ser levantado o remolcado por el pedúnculo caudal— son causa probable de estrés, lesiones y posiblemente la muerte de los tiburones.

Los carriles de transporte, cuando se colocan cerca de áreas de alimentación de los tiburones ballena, pueden crear un riesgo serio de choques con buques. Los tiburones ballena se alimentan de manera rutinaria en la superficie (Motta et al., 2010, Gleiss et al., 2013), y se registran heridas de hélice comúnmente durante los programas de monitorización (Rowat et al., 2006; Speed et al., 2008; Fox et al., 2013).

Mientras en la literatura científica contemporánea se mencionan rara vez los eventos de mortalidad, en el pasado se observaban a menudo en los buques antiguos de movimiento lento (Gudger, 1941). Es probable que los buques de gran velocidad no registren ni informen impactos, y como los tiburones ballena típicamente se hundirán al morir, es poco probable que sean documentados (Speed et al., 2008). Las áreas donde los tiburones ballena parecen estar en riesgo incluyen los países mesoamericanos con arrecifes, en el Caribe occidental (Graham, 2007; R. de la Parra Venegas, comunicación personal) y los Estados del golfo de México (D. Robinson, comunicación personal), donde durante la monitorización se observó una alta frecuencia de lesiones graves provocadas por hélices.

El turismo inapropiado puede ser una amenaza indirecta para el tiburón ballena en algunas circunstancias (por ejemplo, por interferencia, aglomeración o aprovisionamiento). Los eventos de contaminación marina que ocurren en los puntos de reunión de los tiburones ballena, como el derrame de petróleo del buque Deepwater Horizon en el golfo de México en 2010 (Hoffmayer et al., 2005; McKinney et al., 2012), pueden generar mortalidad o desplazamiento de los hábitats preferidos. Estas amenazas más locales, así como posibles preocupaciones futuras, tales como los impactos del cambio climático (Sequiera et al. 2014), se deben supervisar de cerca.

#### 5.4 Amenazas relacionadas especialmente con las migraciones

Se sabe que los tiburones ballena utilizan corredores de movimiento específicos, como la costa de Inhambane en Mozambique (Rohner et al., en revisión) y el frente ecuatorial del Pacífico (Hearn et al., 2016), y migran de manera predecible para formar densos agregados de alimentación en algunas áreas como Al Shaheen, frente a Qatar (Robinson et al., 2013 y 2016), Quintana Roo en México (De la Parra Venegas et al., 2011). En esos lugares, las

amenazas humanas —como los carriles marítimos o el uso de redes de enmalle— podrían tener un impacto desproporcionadamente grande. Varios Estados del área de distribución de CMS hospedan poblaciones significativas de tiburones ballenas pero no han establecido ninguna protección para la especie.

En alta mar —donde los tiburones ballena pasan una gran parte de su tiempo— se ha establecido una protección limitada. Mientras que la fijación deliberada de redes de cerco en torno a los tiburones ballena se ha prohibido en los océanos Índico y Pacífico, esto todavía se permite en el Atlántico (Pierce y Norman, 2016).

En Filipinas, el aprovisionamiento de tiburones ballena en Oslob se ha asociado con cambios en el comportamiento (Schleimer et al., 2015; Araujo et al., en preparación). Los tiburones abastecidos tienen periodos prolongados de residencia en el sitio, lo que posiblemente afecta su naturaleza altamente móvil (Araujo et al., 2014). Al elaborar planes de gestión de especies amenazadas —en particular a la luz de los nuevos sitios de abastecimiento que se desarrollan en Indonesia— se debe tener especial cuidado en evitar restringir o alterar los movimientos verticales u horizontales.

### 5.5 Utilización nacional e internacional

Los tiburones ballena están sujetos a captura incidental en gran escala y en pequeña escala en las pesquerías, con algún comercio nacional e internacional de productos. También son una especie focal para las industrias del turismo marino.

La única pesca de tiburón ballena conocida en el océano Atlántico fue la de Santa Cruz (Cuba), que capturaba 8 a 9 tiburones al año hasta que en 1991 esta pesca fue prohibida (Graham, 2007). Aparte de Venezuela —donde los tiburones ballena eran ocasionalmente arponeados por los pescadores (Romero et al., 2000)—, hay pocos otros registros de utilización o comercio de individuos de esta subpoblación.

Antes de 1985, había poca demanda de carne de tiburón ballena en Taiwán, donde los especímenes de varias toneladas de peso se vendían a 200 a 300 dólares (Chen y Phipps, 2002). No había pesca dedicada a los tiburones ballena, aunque estos eran capturados como capturas incidentales en las redes de pesca de los buques (Chen et al., 1997). Durante la década de 1990 se desarrolló la pesca de tiburón ballena: solo en 1996 se estima que se capturaron 272 individuos mediante redes o arpones (Chen et al., 1997). Es probable que las capturas anuales hayan sido incluso más grandes (Chen et al., 1997). La carne del tiburón ballena se convirtió en la carne de tiburón más cara disponible en Taiwán en 1997, alcanzando los precios de 13,93 USD/kg (Chen et al., 1997). En 1997, un tiburón ballena pequeño (de 2 toneladas) podría costar en Estados Unidos unos 14 000 dólares, mientras que un tiburón más grande (de 10 toneladas) podría llegar a costar unos 70 000 dólares (Chen et al., 1997). Las capturas disminuyeron después de ese máximo, posiblemente debido al agotamiento de la población local, a 80-100 tiburones a través del país cada año después de 1997 (Hsu et al., 2012). Sin embargo, entre 1998 y 2000 el volumen anual de carne de tiburón ballena se ha comercializado más del doble, hasta 60 toneladas en 2000 (Chen y Phipps, 2002). Las encuestas de mercado efectuadas en 2001 indicaron que las capturas se notificaban insuficientemente en las estadísticas oficiales y que probablemente se importaban cantidades significativas de carne a través de canales no oficiales (Chen y Phipps, 2002). Después de la introducción de códigos específicos de exportación para la carne de tiburón ballena en 2001, se registraron 2 toneladas de exportaciones (a España, valoradas en 1,15 USD/kg) y no se registraron importaciones durante el año siguiente (Chen y Phipps, 2002). Entre 2001 y 2008, en Taiwán se capturaron 693 tiburones en total (Hsu et al., 2012). Entre 2001 y 2007, el total de cuotas permitidas de captura se redujo constantemente hasta llegar a cero tiburones (Hsu et al., 2012). También en Taiwán se notó un pequeño comercio internacional de tiburones ballena vivos (Chen y Phipps 2002), y también está presente en China continental (Li et al., 2012).

Antes de la protección del tiburón ballena en la India (2001) y Filipinas (1998), la carne de

tiburón ballena se exportaba desde esos países hacia Taiwán (Chen y Phipps, 2002). Entre 1990 y 1997 se capturaron 624 a 627 tiburones ballena en cuatro de los principales sitios de pesca en Filipinas (Alava et al., 2002). También se pensaba que la carne de tiburón ballena procedente de China continental se exportaba ilegalmente al mercado de Taiwán (Chen y Phipps, 2002). Aunque actualmente no se exporta el tiburón ballena fuera de China continental, hay una gran captura incidental, estimada en 1000 individuos al año (Li et al., 2012). El tiburón ballena se considera una captura de alto valor en esta pesquería, por lo que en el futuro podrían ser convertidos en un objetivo activo (Li et al., 2012). Aunque la especie está técnicamente protegida, las capturas no son supervisadas y su cumplimiento es mínimo (Li et al., 2012). También se observó una disminución en el tamaño medio de los tiburones desembarcados en aguas del sur de China, desde 8,27 metros antes de 2004 y 5,5 metros entre 2004 y 2007, hasta 6,3 metros entre 2008 y 2001 (Li et al., 2012). No está claro si esta disminución aparente en la longitud media de captura refleja una disminución en los desembarcos de tiburones grandes.

En la década de 1990, las aletas de tiburón ballena fueron consideradas de bajo valor debido a su mala calidad y a la dificultad de su preparación (Chen y Phipps, 2002). La demanda de aletas en el comercio era mínima, aunque a veces se vendían como aletas de exhibición o trofeo para restaurantes de sopa de aleta de tiburón (Chen y Phipps, 2002). En las encuestas más recientes se ha informado que las aletas de tiburón ballena han alcanzado precios elevados, lo que probablemente dará lugar a un aumento de la focalización (Li et al., 2012). Las aletas de tiburón ballena se ven esporádicamente en los mercados de Hong Kong (G. Curtis, comunicación personal), lo que indica que es probable que siga ocurriendo el comercio internacional de aletas de tiburón ballena. La fuente de esas aletas es desconocida. En Maldivas se vio un tiburón vivo con su primera aleta dorsal recientemente extirpada (Riley et al., 2009). En los años 2000 también en Indonesia se les cortaba oportunamente la aleta a los tiburones ballena (White y Cavanagh, 2007).

La pesquería de tiburones ballena en la India fue analizada por Akhilesh et al. (2013). En la India se realizaba la pesca tradicional a pequeña escala de tiburones ballena con arpón para extraerle el aceite del hígado, que se utilizaba para impermeabilizar barcos. A mediados de los años 1990, a lo largo de la costa de Gujarat aumentó el esfuerzo pesquero para satisfacer la demanda de aceite, carne y aletas para exportar a los países de Europa y al Sudeste Asiático. Entre 1990 y 2001 —cuando los tiburones ballena se protegieron legalmente en aguas territoriales de la India— se mantuvo la pesca comercial de tiburones ballena en Gujarat. Entre 1889 y 1998 se registraron 1974 tiburones desembarcados a través de la India. Algunas capturas incidentales siguen ocurriendo después del cierre de esta pesquería: de 2001 a 2011 se registraron 79 desembarcos (Akhilesh et al. 2013).

Una pequeña pesca oportunista está activa en Omán (D. Robinson, comunicación personal). En varios otros países como Irán y Pakistán se han producido pequeñas pescas con arpón y enredos de tiburones ballena (Rowat y Brooks, 2012). Se desconoce si en esas áreas hubo desembarcos recientes. Los pescadores de las Maldivas solían tomar de 20 a 30 individuos al año por su aceite, pero informaron una disminución de las capturas durante los años ochenta y principios de los noventa (Anderson y Ahmed, 1993), y en 1995 se prohibió la pesca. La caza ocasional puede haber continuado después de la protección (Riley et al., 2009).

Las industrias de turismo basadas en el avistamiento del tiburón ballena se han desarrollado en varios países o lugares, incluyendo Arabia Saudí, Australia, Belice, Cuba, Ecuador, Filipinas, Honduras, Indonesia, Maldivas, México, Mozambique, Omán, Panamá, Santa Elena, Seychelles, Tailandia, Tanzania y Yibuti. Estos varían en tamaño entre un máximo de 24 turistas a la vez en Cuba (Graham, 2007) hasta más de 250 operadores turísticos autorizados fuera de Quintana Roo, en México (Ziegler et al., 2012). Los gastos directos del turismo centrado en el tiburón ballena en el atolón Alif Dhaal (en las islas Maldivas) se estimaron en 9,4 millones de dólares en 2013 (Cagua et al., 2014), mientras que los pagos por viajes en Quintana Roo (en México) se estimaron en 7 millones de dólares en 2013 (R. de la Parra Venegas, comunicación personal). En Australia Occidental, los turistas de tiburones ballena gastaron un estimado de 4,5 millones de dólares en la región del arrecife Ningaloo en



2006 (Catlin y Jones, 2010). El número de turistas se ha duplicado —de aproximadamente 10 000 a 20 000 al año—, por lo que los gastos también habrán aumentado considerablemente (B. Norman, comunicación personal). Graham (2007) estimó que el turismo de tiburones ballena probablemente vale más de 42 millones de dólares al año en todo el mundo. Aumentos rápidos en el número de participantes en algunos lugares clave, como en México (R. de la Parra Venegas, comunicación personal), Australia (D. Robb, comunicación personal) y Filipinas (Araujo et al., aceptado), donde más de 5 millones en venta de boletos solo en 2015 en Oslob (Cebú) indican que la industria está creciendo constantemente en importancia económica.

## 6. Gestión de la especie y estado de protección

### 6.1 Estado de protección nacional

A nivel nacional o a nivel de los territorios se aplican medidas de protección para los tiburones ballena, mediante prohibiciones de pesca de tiburones o protección específica de especies, en Arabia Saudí, archipiélago de Chagos (Reino Unido), Australia, Bahamas, Belice, Camboya, China, Congo, Costa Rica, Ecuador, Egipto, El Salvador, Emiratos Árabes Unidos, Estados Unidos, Filipinas, Guadalupe, Guatemala, Guyana, Honduras, Hong Kong, India, Indonesia, isla de Santa Elena (Reino Unido), Islas Cook, Islas Marshall, Kuwait, Malasia, Maldivas, México, Myanmar (Birmania), Nicaragua, Nueva Caledonia, Nueva Zelanda, Palaos, Panamá, Polinesia Francesa, República Dominicana, Reunión, Samoa Americana, Seychelles, Sudáfrica, Tailandia, Taiwán, Tokelau y Yibuti. En Israel, todos los elasmobranchios están totalmente protegidos en las aguas territoriales de Israel (tanto en el Mediterráneo como en el mar Rojo).

En 1998, Filipinas aprobó la FAO (Orden Administrativa de Pesca) 193 del Departamento de Agricultura, protegiendo a la especie después del inicio de las actividades de ecoturismo en Donsol (provincia de Sorsogon). Esta orden prohíbe la captura, la venta, el transporte, el procesamiento, la compra o la exportación del tiburón ballena y la mantarraya (*Manta birostris*).

### 6.2 Estado de protección internacional

El tiburón ballena ha sido incluido en varias convenciones y acuerdos internacionales. La especie se incluye en el Anexo I (Especies altamente migratorias) de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (UNCLOS), que establece un marco para la conservación y la ordenación de la pesca y otros usos de los mares. Hasta la fecha, ninguna iniciativa de ordenación promulgada a través de UNCLOS ha incluido al tiburón ballena. Bajo la égida de esta convención, el Acuerdo de las Naciones Unidas sobre las Poblaciones de Peces Transzonales y las Poblaciones de Peces Altamente Migratorios fue introducido en 1995, lo cual tiene potencial para llevar a cabo acciones directas en relación con especies como el tiburón ballena, aunque todavía no se han propuesto (Rowat y Brooks, 2012). También en 1995, la FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura) finalizó un Código de Conducta para la Pesca Responsable, y luego en 1998 el Plan Internacional de Acción para la Conservación y Manejo de Tiburones (Rowat y Brooks, 2012). Davidson et al. (2015) señaló que en ese momento se habían publicado solo 22 Planes Nacionales de Acción, limitando la eficacia de esta iniciativa.

El tiburón ballena fue incluido en el Apéndice II de la CMS en 1999. Esto lo identifica como una especie migratoria cuyo estado de conservación desfavorable se beneficiaría de la implementación de acuerdos de cooperación internacional. En 2010, el Memorando de Entendimiento de la CMS sobre especies de tiburones migratorios incluyó al tiburón ballena en este acuerdo. A finales de febrero de 2016 (Pierce y Norman, 2016) había 40 signatarios de este memorando, que buscaban mejorar los conocimientos científicos, garantizar la sostenibilidad de la pesca, proteger los hábitats críticos, los corredores de movimiento y las etapas de vida de los tiburones, al tiempo que aumentaban la participación pública y la cooperación internacional, nacional y regional para alcanzar estos objetivos.

El tiburón ballena fue incluido en el Apéndice II de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas (CITES) en 2002. Esto requiere que los Estados pesqueros demuestren que cualquier exportación se derivó de una población gestionada de manera sostenible, permitiendo que las exportaciones e importaciones sean monitorizadas a través de un sistema de permisos. La presencia continua de aletas de tiburón ballena en los mercados de Hong Kong, un importante punto de tránsito internacional, a pesar de que no hay registros en la Base de Datos de Comercio de Vida Silvestre de la CITES (<http://trade.cites.org>) sugiere que fuera del sistema CITES está ocurriendo un comercio ilegal (Pierce y Norman, 2016).

Las Organizaciones Regionales de Ordenación Pesquera (OROP) han prohibido el establecimiento intencional de redes de cerco en torno al tiburón ballena en el océano Pacífico Oriental, el Pacífico Central Occidental y el océano Índico, aunque aún no lo han hecho en el océano Atlántico (Capietto et al., 2014).

### 6.3 Medidas de gestión

Varios Estados del área de distribución han preparado un Plan Nacional de Acción sobre la gestión y conservación de las pesquerías de tiburones. Como estos planes no tratan solamente de tiburones ballena, la especie se incorpora en tales planes. En el último examen mundial de la aplicación, en 2012, la FAO informó de que 18 de los 26 principales países productores de tiburones habían elaborado esos planes, y que otros cinco estaban en preparación (Fowler, 2016a).

Las Organizaciones Regionales de Ordenación Pesquera (OROP) han prohibido el establecimiento intencional de redes de cerco en torno al tiburón ballena en el océano Pacífico Oriental, el Pacífico Central Occidental y el océano Índico, aunque aún no lo han hecho en el océano Atlántico (Capietto et al., 2014; Fowler 2016a). Sin embargo, una gran proporción de tiburones ballena enredados (73 % en WCP, SPC-OFP 2012) no se avistan antes de desplegar las redes. La Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) y la Comisión del Atún para el Océano Índico exigen que se sigan las mejores prácticas para la liberación segura de los tiburones ballena cuando se rodean accidentalmente (Capietto et al., 2014; Fowler 2016b) y en 2015, los miembros de la Comisión de Pesca del Pacífico Central y Occidental aprobaron directrices similares. A partir de 2018 no será posible remolcar tiburones ballena en redes de cerco en la flota de la CIAT (Fowler, 2016b).

El turismo de tiburones ballena es manejado a través de la legislación en Australia, Belice, Ecuador (islas Galápagos, pero no en territorio continental), México y la isla de Santa Elena (Reino Unido). En Filipinas existen ordenanzas locales que regulan las actividades turísticas, en particular en Donsol, Pintuyan y Oslob. Una Orden Administrativa Conjunta está actualmente bajo revisión por los departamentos bajo cuya administración se encuentra el tiburón ballena, que regulará las interacciones a nivel nacional. En el momento de escribir este artículo, el turismo de tiburones ballena no era legal en Qatar, donde se producen agregaciones de tiburones ballena en un campo petrolero restringido (Robinson et al., 2013). Existen códigos voluntarios de conducta en muchas otras localidades turísticas.

### 6.4 Conservación del hábitat

En Australia (arrecife Ningaloo), Belice (Gladden Spit), Costa Rica (isla del Coco), Ecuador (islas Galápagos), México (Área de protección de flora y fauna Yum Balam), Panamá (isla Coiba) y Reino Unido (isla de Santa Elena) se protegen los hábitats clave para los tiburones ballena en forma de lugares de alimentación costera o corredores de movimiento. La protección del sitio es necesaria en algunas áreas donde están presentes altas densidades de tiburones ballena, ya que las presiones antropogénicas en estos sitios podrían tener un impacto desproporcionado en las disminuciones de la subpoblación. Las áreas de agregación importantes para los tiburones ballena en México (De la Parra Venegas et al., 2011), Mozambique (Haskell et al., 2015) y Qatar (Robinson et al., 2013) son ejemplos de esto. Donde los tiburones ballena se alimentan de manera rutinaria en la superficie, tales como los de Quintana Roo en México (Motta et al., 2010; De la Parra Venegas et al., 2011), estas áreas

también deben ser manejadas para reducir los golpes de buques en carriles marítimos cercanos. Esto podría conllevar o bien zonas estacionales de “marcha lenta”, o mover estas rutas para evitar las agregaciones de tiburones. La protección de los fenómenos biológicos específicos que influyen en la presencia de tiburones ballena en muchos sitios de agregación, como los eventos de desove de peces (Heyman et al., 2001; De la Parra Venegas et al., 2011; Robinson et al., 2013), también ayudaría a salvaguardar estos hábitats.

En Filipinas el municipio de Donsol aprobó la Resolución n.º 16 (S-98, 1998) que declaró la bahía de Donsol como un santuario de tiburones ballena. Tal iniciativa llevó finalmente a la protección nacional de la especie en el marco de la FAO 193. El Parque Natural de Tubbataha Reefs en el mar de Sulú ha sido asociado con tiburones ballena, posiblemente como un importante punto de paso migratorio (LAMAVE y MMF, datos inéditos), y ha sido un área marina protegida desde 1988 (Proclamación n.º 306, Presidente de Filipinas, 1988). Las iniciativas regionales (por ejemplo, la Iniciativa del Triángulo Coral y el Paisaje Marino de Sulú-Sulawesi) también están ayudando a la conservación del hábitat a través del área de distribución de los tiburones ballena.

## 6.5 Monitorización de la población

Organizaciones Regionales de Gestión Pesquera:

- Indian Ocean Tuna Commission ([enlace web](#)).
- Western and Central Pacific Fisheries Commission ([enlace web](#)).
- Comisión Interamericana del Atún Tropical ([enlace web](#)).

Programas globales de monitorización:

- Wildbook for Whale Sharks Photo-Identification Library ([enlace web](#)).

Programas locales o nacionales de monitorización:

- Australia: Department of Parks and Wildlife, Australia Occidental ([enlace web](#)).
- Colombia: Fundación Malpelo ([enlace web](#)).
- Yibuti: Marine Conservation Society, Seychelles ([enlace web](#)).
- Ecuador: Galapagos Whale Shark Project ([enlace web](#)).
- Honduras: Utila Whale Shark Research Project ([enlace web](#)); Whale Shark & Oceanic Research Center ([enlace web](#)).
- Indonesia: Whale Shark Indonesia ([enlace web](#)).
- Madagascar: Madagascar Whale Shark Project ([enlace web](#)).
- Maldivas: Maldives Whale Shark Research Programme ([enlace web](#)).
- México: Ch'ooj Ajauil; Whale Shark Mexico ([enlace web](#)).
- Mozambique: Marine Megafauna Foundation ([enlace web](#)).
- Omán: Sharkwatch Arabia ([enlace web](#)).
- Filipinas: Department of Agriculture-Bureau of Fisheries and Aquatic Resources ([enlace web](#)), Large Marine Vertebrates Research Institute Philippines ([enlace web](#)), WWF-Philippines ([enlace web](#)).
- Qatar: Qatar Whale Shark Research ([enlace web](#)).
- Arabia Saudí: Reef Ecology Lab, KAUST ([enlace web](#)).
- Seychelles: Marine Conservation Society, Seychelles ([enlace web](#)).
- Tanzania: Marine Megafauna Foundation ([enlace web](#)).
- Emiratos Árabes Unidos: Sharkwatch Arabia ([enlace web](#)).

## 7. Efectos de la enmienda propuesta

### 7.1 Beneficios previstos de la enmienda

Hay muchas partes de la CMS que son también Estados del área de distribución de tiburones ballenas pero hasta la actualidad no han establecido ninguna protección para la especie. Varios de esos países —como Madagascar (Jonahson y Harding, 2007), Mozambique (Rohner et al., 2015), Tanzania (Rohner et al., 2015), Pakistán, Perú (Hearn et al., 2016), Gabón (Capietto et al., 2014) y Portugal (Afonso et al., 2014) son notables focos de tiburones ballena. En otras partes de la CMS, la protección legislativa de los tiburones ballena o de su hábitat se ve comprometida por las amenazas en los países vecinos. Muchas partes de la

CMS también tienen problemas en curso con las capturas incidentales y o los choques de buques en los tiburones ballena (Pierce y Norman, 2016). Se prevé que la inclusión en el Apéndice I dará lugar a una mayor atención a la protección legislativa por parte de los Estados del área de distribución y otros requisitos de conservación de los tiburones ballena.

El comercio internacional de tiburones ballena sigue ocurriendo, potencialmente de manera ilegal (Pierce y Norman, 2016). A pesar de la inclusión de la especie en el Apéndice II de la CITES, no se han producido resultados de investigación o de gestión que apoyen la adopción sostenible en cualquier nivel. Se prevé que se incluirá una lista del Apéndice I en la CMS para mejorar la gestión y la aplicación de la legislación pesquera vigente que afecta a los tiburones ballena en sus Estados del área de distribución.

Se prevé también que se incluirá una lista de tiburones ballena en el Apéndice I de la CMS para mejorar la gestión de las especies por parte de las organizaciones regionales de ordenación pesquera, en particular aquellas en las que los miembros también son partes en la CMS. Un efecto discreto puede ser mejorar la información sobre las interacciones dentro de las pesquerías de cerco atunero, junto con el desarrollo continuo de estrategias de mitigación de lesiones y de captura incidental (A. Cook, comunicación personal). Dentro de la región de la IOTC (Comisión del Atún del Océano Índico) debería incrementarse el apoyo a una mayor monitorización y vigilancia de las pesquerías de redes de enmalle, que tienen una mínima cobertura de observadores o de captura incidental en esta etapa (A. Cook, comunicación personal; Fowler, 2016b).

Debe seguirse el desarrollo de directrices básicas de interacción internacional para mitigar los impactos potenciales sobre la especie. Esto promovería los esfuerzos de conservación a través de las fronteras y alentaría a las partes no signatarias de la CMS a unirse. Esto es de particular importancia para Filipinas, ya que los países vecinos (Malasia e Indonesia) no son signatarios de la CMS y sin embargo han establecido cierto grado de conectividad. El desarrollo de nuevos sitios de abastecimiento en Indonesia, que se ha demostrado que altera los movimientos de los tiburones ballena, también debe justificar la búsqueda de prácticas de turismo estandarizadas.

Una mayor protección también promovería una mayor gestión del turismo de tiburones ballena para asegurar que se minimicen los posibles impactos negativos sobre los tiburones.

## 7.2 Riesgos potenciales de la enmienda

No se prevén riesgos potenciales para la conservación del tiburón ballena si se le incluye en el Apéndice I.

## 7.3 Intención del proponente respecto al desarrollo de un acuerdo o una acción concertada

Filipinas propone una acción concertada sobre la conservación del tiburón ballena sobre todo en lo siguiente:

- etiquetado y estudios genéticos para entender la conectividad;
- elaboración de directrices unificadas de turismo básico para limitar los impactos en las especies;
- identificar y minimizar las amenazas a la especie (por ejemplo, enredos con redes, colisiones de buques, etc.) y establecer áreas protegidas con respecto a hábitats críticos de los tiburones ballena;
- promover y mejorar la coordinación, colaboración y asociación a nivel nacional, regional e internacional para la conservación de los tiburones ballena; y
- apoyar y alentar la designación de AMP (áreas marinas protegidas) y redes de AMP.

## 8. Estados del área de distribución

Angola, Antigua y Barbuda, Argentina, Australia, Bahamas, Bahréin, Bangladesh, Barbados, Belice, Benin, Brasil, Brunéi Darussalam, Cabo Verde, Camboya, Camerún, Canadá, Chile, China, Colombia, Comoras, Congo (Brazzaville), Islas Cook, Costa Rica, Cuba, Costa de

Marfil, República Popular Democrática de Corea, República Democrática del Congo (Kinshasa), Yibuti, Dominica, República Dominicana, Ecuador, Egipto, El Salvador, Guinea Ecuatorial, Eritrea, Fiyi, Francia, Polinesia Francesa, Gabón, Gambia, Ghana, Granada, Guatemala, Guinea, Guinea-Bisáu, Guyana, Haití, Honduras, India, Indonesia, Irak, República Islámica de Irán, Israel, Jamaica, Japón, Jordán, Kenia, Kiribati, Kuwait, Liberia, Madagascar, Malasia, Maldivas, Islas Marshall, Mauritania, Mauricio, México, Micronesia, Marruecos, Mozambique, Myanmar (Birmania), Namibia, Naurú, Países Bajos, Nueva Zelanda, Nicaragua, Nigeria, Omán, Pakistán, Palaos, Panamá, Papúa Nueva Guinea, Perú, Filipinas, Portugal, Qatar, República de Corea, San Cristóbal y Nieves, Santa Lucía, San Vicente y las Granadinas, Samoa, Arabia Saudí, Senegal, Seychelles, Sierra Leona, Singapur, Islas Salomón, Somalia, Sudáfrica, España, Sri Lanka, Sudán, Surinam, Tailandia, Timor Oriental, Togo, Tonga, Trinidad y Tobago, Tuvalu, Emiratos Árabes Unidos, Reino Unido, República Unida de Tanzania, Estados Unidos, Uruguay, Vanuatu, Venezuela, Vietnam y Yemen.

## 9. Consultas

Se llevaron a cabo consultas con los Gobiernos de Israel, Kenia y Sri Lanka y con organizaciones nacionales de conservación que trabajan en la conservación de tiburones ballena, tales como Lamave (Grupo de Investigación de Grandes Vertebrados Marinos de Filipinas), la Fundación de Educación y Conservación Costera (CCEF) y Marine Wildlife Watch (observación de fauna marina).

## 10. Observaciones adicionales

## 11. Referencias

- Aca, E.Q. and Schmidt, J.V. 2011. Revised size limit for viability in the wild: Neonatal and young of the year whale sharks identified in the Philippines. *Asia Life Sciences* 20: 361-367. [Web link](#).
- Acuña-Marrero, D., Jiménez, J., Smith, F., Doherty, P.F., Jr., Hearn, A., Green, J.R., Parades-Jarrin, J. and Salinas-de-Leon, P. 2014. Whale shark (*Rhincodon typus*) seasonal presence, residence time and habitat use at Darwin Island, Galapagos Marine Reserve. *PLoS ONE* 9: e102060. [Web link](#).
- Afonso, P., McGinty, N. and Machete, M. 2014. Dynamics of whale shark occurrence at their fringe oceanic habitat. *PLoS ONE* 9: e102060. [Web link](#).
- Akhilesh, K.V., Shanis, C.P.R., White, W.T., Manjebayakath, H., Bineesh, K.K., Ganga, U., Abdussamad, E.M., Gopalakrishnan, A. and Pillai, N.G.K. 2012. Landings of whale sharks *Rhincodon typus* Smith, 1828 in Indian waters since protection in 2001 through the Indian Wildlife (Protection) Act, 1972. *Environmental Biology of Fishes* 96: 713-722. [Web link](#).
- Alava, M.N.R., Dolumbaló, E.R.Z., Yaptinchay, A.A. and Trono, R.B. 2002. Fishery and trade of whale sharks and manta rays in the Bohol Sea, Philippines. Pp. 132-148. In: S.L. Fowler, T.M. Reed and F.A. Dipper (eds), *Elasmobranch Biodiversity, Conservation and Management: Proceedings of the International Seminar and Workshop. Sabah, Malaysia, July 1997*. Occasional paper of the IUCN Species Survival Commission No. 25. [Web link](#).
- Anderson, R.C. and Ahmed, H. 1993. The shark fisheries in the Maldives. FAO, Rome, and Ministry of Fisheries, Male, Maldives. [Web link](#).
- Andrzejczek, S., Meeuwig, J., Rowat, D., Pierce, S., Davies, T., Fisher, R. and Meekan, M., 2016. The ecological connectivity of whale shark aggregations in the Indian Ocean: a photo-identification approach. *Royal Society Open Science*, 3: 160455. [Web link](#).
- Araujo, G., Lucey, A., Labaja, J., So, C.L., Snow, S. and Ponzo, A. 2014. Population structure and residency patterns of whale sharks, *Rhincodon typus*, at a provisioning site in Cebu, Philippines. *PeerJ* 2: e543. [Web link](#).
- Araujo, G., Snow, S., So, C.L., Labaja, J., Murray, R., Colucci, A. and Ponzo, A. 2016. Population structure, residency patterns and movements of whale sharks in Southern Leyte, Philippines: results from dedicated photo-ID and citizen science. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. [Web link](#).
- Araujo, G., Vivier, F., Labaja, J., Hartley, D., Ponzo, A. Accepted. Assessing the impacts of tourism on the world's largest fish *Rhincodon typus* at Panaon Island, Southern Leyte, Philippines. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 2762. [Web link](#).
- Arzoumanian, Z., Holmberg, J. and Norman, B. 2005. An astronomical pattern-matching algorithm for computer-aided identification of whale sharks *Rhincodon typus*. *Journal of Applied Ecology* 42: 999-

1011. [Web link.](#)
- Beckley, L.E., Cliff, G., Smale, M.J. and Compagno, L.J.V. 1997. Recent strandings and sightings of whale sharks in South Africa. *Environmental Biology of Fishes* 50: 343-348. [Web link.](#)
- Berumen, M.L., Braun, C.D., Cochran, J.E., Skomal, G.B. and Thorrold, S.R. 2014. Movement patterns of juvenile whale sharks tagged at an aggregation site in the Red Sea. *PLoS One* 9: e103536. [Web link.](#)
- Borrell, A., Aguilar, A., Gazo, M., Kumarran, R.P. and Cardona, L. 2011. Stable isotope profiles in whale shark (*Rhincodon typus*) suggest segregation and dissimilarities in the diet depending on sex and size. *Environmental Biology of Fishes* 92: 559-567. [Web link.](#)
- Bradshaw, C.J., Fitzpatrick, B.M., Steinberg, C.C., Brook, B.W. and Meekan, M.G. 2008. Decline in whale shark size and abundance at Ningaloo Reef over the past decade: the world's largest fish is getting smaller. *Biological Conservation* 141: 1894-1905. [Web link.](#)
- Brooks, K., Rowat, D., Pierce, S.J., Jouannet, D. and Vely, M. 2010. Seeing spots: photo-identification as a regional tool for whale shark identification. *Western Indian Ocean Journal of Marine Science* 2: 185-194. [Web link.](#)
- Brunnschweiler, J.M. and Sims, D.W. 2011. Diel oscillations in whale shark vertical movements associated with meso-and bathypelagic diving. *American Fisheries Society Symposium* 76: 1-14. [Web link.](#)
- Cagua, E.F., Cochran, J.E.M., Rohner, C.A., Prebble, C.E.M., Sinclair-Taylor, T.H., Pierce, S.J. and Berumen, M.L. 2015. Acoustic telemetry reveals cryptic residency of whale sharks. *Biology Letters* 11: 20150092. [Web link.](#)
- Cagua, E.F., Collins, N., Hancock, J. and Rees, R. 2014. Whale shark economics: a valuation of wildlife tourism in South Ari Atoll, Maldives. *PeerJ* 2: e515. [Web link.](#)
- Capietto, A., Escalle, L., Chavance, P., Dubroca, L., Delgado de Molina, A., Murua, H., Floch, L., Damiano, A., Rowat, D and Merigot, B. 2014. Mortality of marine megafauna induced by fisheries: Insights from the whale shark, the world's largest fish. *Biological Conservation* 174: 147-151. [Web link.](#)
- Castro, A.L.F., Stewart, B.S., Wilson, S.G., Hueter, R.E., Meekan, M.G., Motta, P.J., Bowen, B.W. and Karl, S.A. 2007. Population genetic structure of Earth's largest fish, the whale shark (*Rhincodon typus*). *Molecular Ecology* 16: 5183-5192. [Web link.](#)
- Catlin, J. and Jones, R. 2010. Whale shark tourism at Ningaloo Marine Park: A longitudinal study of wildlife tourism. *Tourism Management* 31: 386-394. [Web link.](#)
- Chen, C.T., Liu, K.M. and Joung, S.J. 1997. Preliminary report on Taiwan's whale shark fishery. *TRAFFIC Bulletin* 17(1): 53-57. [Web link.](#)
- Chen, V.Y. and Phipps, M.J. 2002. Management and trade of whale sharks in Taiwan. *TRAFFIC East Asia, Taipei, Taiwan.* [Web link.](#)
- CITES. 2002. CITES Appendix II nomination of the whale shark, *Rhincodon typus*. Proposal 12.35. CITES, Santiago.
- Clarke, S. 2015. Understanding and mitigating impacts to whale sharks in purse seine fisheries of the Western and Central Pacific Ocean. Western and Central Pacific Fisheries Commission, WCPFC-SC11-2015/EB-WP-03 Rev. 1. Pohnpei, Federated States of Micronesia.
- Cliff, G., Anderson-Reade, M.D., Aitken, A.P., Charter, G.E. and Peddemors, V.M. 2007. Aerial census of whale sharks (*Rhincodon typus*) on the northern KwaZulu-Natal coast, South Africa. *Fisheries Research* 84: 41-46. [Web link.](#)
- Clingham, E., Brown, J., Henry, L., Beard, A. and Dove, A.D. Preprint. Evidence that St. Helena Island is an important multi-use habitat for whale sharks, *Rhincodon typus*, with the first description of putative mating in this species. *PeerJ.* [Web link.](#)
- Cochran, J.E.M., Hardenstine, R.S., Braun, C.D., Skomal, G.B., Thorrold, S.R., Xu, K., Genton, M.G. and Berumen, M.L. 2016. Population structure of a whale shark *Rhincodon typus* aggregation in the Red Sea. *Journal of Fish Biology* 89: 1570-1582. [Web link.](#)
- Colman, J. 1997. A review of the biology and ecology of the whale shark. *Journal of Fish Biology* 51: 1219-1234. [Web link.](#)
- Davidson, L.N.K., Krawchuk, M.A. and Dulvy, N.K. 2015. Why have global shark and ray landings declined: improved management or overfishing? *Fish and Fisheries.* [Web link.](#)
- De la Parra Venegas, R., Hueter, R., González Cano, J., Tyminski, J., Gregorio Remolina, J., Maslanka, M., Ormos, A., Weigt, L., Carlson, B. and Dove, A. 2011. An unprecedented aggregation of whale sharks, *Rhincodon typus*, in Mexican coastal waters of the Caribbean Sea. *PloS One* 6: e18994. [Web link.](#)
- Duffy, C.A.J. 2002. Distribution, seasonality, lengths, and feeding behaviour of whale sharks (*Rhincodon*

- typus*) observed in New Zealand waters. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 36: 565-570. [Web link](#).
- Eckert, S.A. and Stewart, B.S. 2001. Telemetry and satellite tracking of whale sharks, *Rhincodon typus*, in the Sea of Cortez, Mexico, and the north Pacific Ocean. *Environmental Biology of Fishes* 60: 299-308. [Web link](#).
- Estes, J.A., Heithaus, M., McCauley, D.J., Rasher, D.B. and Worm, B. 2016. Megafaunal impacts on structure and function of ocean ecosystems. *Annual Review of Environment and Resources* 41: 83-116. [Web link](#).
- Fowler, S. 2014. The conservation status of migratory sharks. UNEP/CMS Secretariat, Bonn, Germany. [Web link](#).
- Fowler, S. 2016a. Gap analysis of activities for the conservation of species listed in Annex 1 under relevant fisheries related bodies. Memorandum of Understanding on the Conservation of Migratory Sharks. [Web link](#).
- Fowler, S. 2016b. Review and gap analysis of shark and ray bycatch mitigation measures employed by fisheries management bodies. Memorandum of Understanding on the Conservation of Migratory Sharks. [Web link](#).
- Fox, S., Foisy, I., De La Parra Venegas, R., Galván Pastoriza, B.E., Graham, R.T., Hoffmayer, E.R., Holmberg, J. and Pierce, S.J. 2013. Population structure and residency of whale sharks *Rhincodon typus* at Utila, Bay Islands, Honduras. *Journal of Fish Biology* 83: 574-587. [Web link](#).
- Gaither, M.R., Bowen, B.W., Rocha, L.A. and Briggs, J.C. 2016. Fishes that rule the world: circumtropical distributions revisited. *Fish and Fisheries* 17: 664-679. [Web link](#).
- Gifford, A., Compagno, L.J.V. and Levine, M. 2001. Aerial surveys of whale sharks (*Rhincodon typus*) off the east coast of southern Africa from 1993 to 1998. Report to the Shark Research Institute, Princeton. [Web link](#).
- Gleiss, A.C., Wright, S., Liebsch, N., Wilson, R.P. and Norman, B. 2013. Contrasting diel patterns in vertical movement and locomotor activity of whale sharks at Ningaloo Reef. *Marine Biology* 160: 2981-2992. [Web link](#).
- Graham, R.T. 2007. Whale sharks of the Western Caribbean: an overview of current research and conservation efforts and future needs for effective management of the species. *Gulf and Caribbean Research* 19: 149-159. [Web link](#).
- Gudger, E.W. 1941. The whale shark unafraid: The greatest of the sharks, *Rhincodon typus*, fears not shark, man nor ship. *The American Naturalist* 75: 550-568. [Web link](#).
- Harley, S., Williams, P. and Rice, J. 2013. Spatial and temporal distribution of whale sharks in the western and central Pacific Ocean based on observer data and other data sources. Western and Central Pacific Fisheries Commission, Pohnpei. [Web link](#).
- Haskell, P.J., McGowan, A., Westling, A., Méndez-Jiménez, A., Rohner, C.A., Collins, K., Rosero-Caicedo, M., Salmond, J., Monadjem, A., Marshall, A.D. and Pierce, S.J. 2015. Monitoring the effects of tourism on whale shark *Rhincodon typus* behaviour in Mozambique. *Oryx* 49: 492-499. [Web link](#).
- Hazin, F.H.V., Vaske Júnior, T., Oliveira, P.G., Macena, B.C.L. and Carvalho, F. 2008. Occurrences of whale shark (*Rhincodon typus* Smith, 1828) in the Saint Peter and Saint Paul archipelago, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 68: 385-389. [Web link](#).
- Hearn, A.R., Green, J., Román, M.H., Acuña-Marrero, D., Espinoza, E. and Klimley, A.P. 2016. Adult female whale sharks make long-distance movements past Darwin Island (Galapagos, Ecuador) in the Eastern Tropical Pacific. *Marine Biology* 163: 214. [Web link](#).
- Heyman, W., Graham, R., Kjerfve, B. and Johannes, R.E. 2001. Whale sharks *Rhincodon typus* aggregate to feed on fish spawn in Belize. *Marine Ecology Progress Series* 215: 275-282. [Web link](#).
- Higgs, N.D., Gates, A.R. and Jones, D.O.B. 2014. Fish food in the deep sea: revisiting the role of large food-falls. *PLoS ONE* 9: e96016. [Web link](#).
- Hoffmayer, E.R., Franks, J.S. and Shelley, J.P. 2005. Recent observations of the whale shark (*Rhincodon typus*) in the northcentral Gulf of Mexico. *Gulf and Caribbean Research* 17: 117-120. [Web link](#).
- Holmberg, J., Norman, B. and Arzoumanian, Z. 2008. Robust, comparable population metrics through collaborative photo-monitoring of whale sharks *Rhincodon typus*. *Ecological Applications* 18(222-233). [Web link](#).
- Holmberg, J., Norman, B. and Arzoumanian, Z. 2009. Estimating population size, structure, and residency time for whale sharks *Rhincodon typus* through collaborative photo-identification. *Endangered Species Research* 7: 39-53. [Web link](#).
- Hsu, H.H., Joung, S.J. and Liu, K. 2012. Fisheries, management and conservation of the whale shark *Rhincodon typus* in Taiwan. *Journal of Fish Biology* 80: 1595-1607. [Web link](#).

- Hsu, H.H., Joung, S.J., Hueter, R.E. and Liu, K.M. 2014. Age and growth of the whale shark (*Rhincodon typus*) in the north-western Pacific. *Marine and Freshwater Research* 65: 1145-1154. [Web link](#).
- Hueter, R.E., Tyminski, J.P. and de la Parra, R. 2013. Horizontal movements, migration patterns, and population structure of whale sharks in the Gulf of Mexico and northwestern Caribbean Sea. *PLoS ONE* 8: e71883. [Web link](#).
- Hussey, N.E., MacNeil, M.A., Siple, M.C., Popp, B.N., Dudley, S.F. and Fisk, A.T. 2015. Expanded trophic complexity among large sharks. *Food Webs* 4: 1-7. [Web link](#).
- Huveneers, C., Stead, J., Bennett, M.B., Lee, K.A. and Harcourt, R.G. 2013. Age and growth determination of three sympatric wobbegong sharks: How reliable is growth band periodicity in Orectolobidae? *Fisheries Research* 147: 413-425. [Web link](#).
- Joung, S.J., Chen, C.T., Clark, E., Uchida, S. and Huang, W.Y.P. 1996. The whale shark, *Rhincodon typus*, is a livebearer: 300 embryos found in one 'megamamma' supreme. *Environmental Biology of Fishes* 46: 219-223 [Web link](#).
- Ketchum, J.T., Galván-Magaña, F. and Klimley, A.P. 2012. Segregation and foraging ecology of whale sharks, *Rhincodon typus*, in the southwestern Gulf of California. *Environmental Biology of Fishes* 96: 779-795. [Web link](#).
- Li, W., Wang, Y. and Norman, B. 2012. A preliminary survey of whale shark *Rhincodon typus* catch and trade in China: an emerging crisis. *Journal of Fish Biology* 80: 1608-1618. [Web link](#).
- Marcus, L., Virtue, P., Pethybridge, H.R., Meekan, M.G., Thums, M. and Nichols, P.D. 2016. Intraspecific variability in diet and implied foraging ranges of whale sharks at Ningaloo Reef, Western Australia, from signature fatty acid analysis. *Marine Ecology Progress Series* 554: 115-128. [Web link](#).
- Mau, R. and Wilson, E. 2007. Industry trends and whale shark ecology based on tourism operator logbooks at Ningaloo Marine Park. In: Irvine, T.R. and Keesing, J.K. (eds), *The First International Whale Shark Conference: Promoting International Collaboration in Whale Shark Conservation, Science and Management*, pp. 45-52. [Web link](#).
- McKinney, J., Hoffmayer, E., Wu, W., Fulford, R. and Hendon, J. 2012. Feeding habitat of the whale shark *Rhincodon typus* in the northern Gulf of Mexico determined using species distribution modelling. *Marine Ecology Progress Series* 458: 199-211. [Web link](#).
- McKinney, J.A., Hoffmayer, E.R., Holmberg, J., Graham, R., Driggers III, W.B., de la Parra-Venegas, R., Galván-Pastoriza, B.E., Fox, S., Pierce S.J. and Dove, A.D.M. In revision. Long-term assessment of whale shark population demography and connectivity using photo-identification in the Western Atlantic Ocean. *PLoS ONE*.
- Meekan, M.G., Bradshaw, C.J.A., Press, M., Mclean, C., Richards, A., Quasnicka, S. and Taylor, J.G. Population size and structure of whale sharks *Rhincodon typus* at Ningaloo Reef, Western Australia. *Marine Ecology Progress Series* 319: 275-285. [Web link](#).
- Motta, P.J., Maslanka, M., Hueter, R.E., Davis, R.L., de la Parra, R., Mulvany, S.L., Habegger, M.L., Strother, J.A., Mara, K.R., Gardiner, J.M., Tyminski, J.P. and Zeigler, L.D. 2010. Feeding anatomy, filter-feeding rate, and diet of whale sharks *Rhincodon typus* during surface ram filter feeding off the Yucatan Peninsula, Mexico. *Zoology* 113: 199-212. [Web link](#).
- Norman, B.M. and Stevens, J.D. 2007. Size and maturity status of the whale shark (*Rhincodon typus*) at Ningaloo Reef in Western Australia. *Fisheries Research* 84: 81-86. [Web link](#).
- Norman, B.M., Reynolds, S. and Morgan, D.L. 2016. Does the whale shark aggregate along the Western Australian coastline beyond Ningaloo Reef? *Pacific Conservation Biology* 22: 72-80. [Web link](#).
- Norman, B.M., Holmberg, J.A., Arzoumanian, Z., Reynolds, S., Wilson, R.P., Gleiss, A.C., Rob, D., Pierce, S.J., de la Parra, R., Galvan, B., Ramirez-Macias, D., Robinson, D., Fox, S., Graham, R., Rowat, D., Potenski, M., Levine, M., Mckinney, J.A., Hoffmayer, E., Dove, A., Hueter, R., Ponzio, A., Araujo, G., Aca, E., David, D., Rees, R., Duncan, A., Rohner, C.A., Hearn, A., Acuna, D., Berumen, M.L., Vazquez, A., Green, J., Bach, S.S., Schmidt, J.V. and Morgan, D.L. In revision. Understanding constellations: 'citizen scientists' elucidate the global biology of a threatened marine mega-vertebrate. *Bioscience*.
- Pierce, S.J. and Norman, B. 2016. *Rhincodon typus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e-T19488A2365291. [Web link](#).
- Quiros, A.L. 2007. Tourist compliance to a Code of Conduct and the resulting effects on whale shark (*Rhincodon typus*) behavior in Donsol, Philippines. *Fisheries Research* 84: 102-108. [Web link](#).
- Ramírez-Macías, D., Vázquez-Haikin, A. and Vázquez-Juárez, R. 2012a. Whale shark *Rhincodon typus* populations along the west coast of the Gulf of California and implications for management. *Endangered Species Research* 18: 115-128. [Web link](#).
- Ramírez-Macías, D., Meekan, M., de la Parra-Venegas, R., Remolina-Suárez, F., Trigo-Mendoza, M. and Vázquez-Juárez, R. 2012b. Patterns in composition, abundance and scarring of whale sharks *Rhincodon typus* near Holbox Island, Mexico. *Journal of Fish Biology* 80: 1401-1416. [Web link](#).



- Ramírez-Macías, D., Queiroz, N., Pierce, S.J., Humphries, N.E., Sims, D.W. and Juerg M. Brunnschweiler J.M. In revision. Oceanic adults, coastal juveniles: tracking the habitat use of whale sharks off the Pacific coast of Mexico. PeerJ.
- Riley, M.J., Harman, A. and Rees, R.G. 2009. Evidence of continued hunting of whale sharks *Rhincodon typus* in the Maldives. *Environmental Biology of Fishes* 86: 371-374. [Web link](#).
- Robinson, D.P., Jaidah, M.Y., Jabado, R.W., Lee-Brooks, K., Nour El-Din, N.M., Al Malki, A.A, Elmeer, K., McCormick, P.A., Henderson, A.C., Pierce, S.J. and Ormond, R.F.G. 2013. Whale sharks, *Rhincodon typus*, aggregate around offshore platforms in Qatari waters of the Arabian Gulf to feed on fish spawn. *PloS ONE* 8: e58255. [Web link](#).
- Robinson, D.P., Jaidah, M.Y., Bach, S., Lee, K., Jabado, R.W., Rohner, R.A., March, A., Caprodossi, S., Henderson, A.C., Mair, J.M., Ormond, R. and Pierce, S.J. 2016. Population structure, abundance and movement of whale sharks in the Arabian Gulf and Gulf of Oman. *PloS ONE*. [Web link](#).
- Robinson, D.P., Jaidah, M.Y., Bach, S., Rohner, R.A., Jabado, R.W., Ormond, R. and Pierce, S.J. Submitted. Some like it hot: repeat migration and residency of whale sharks within an extreme natural environment. *PLoS ONE*.
- Rohner, C.A., Couturier, L.I.E., Richardson, A.J., Pierce, S.J., Prebble, C.E.M., Gibbons, M.J. and Nichols, P.D. 2013. Diet of whale sharks *Rhincodon typus* inferred from stomach content and signature fatty acid analyses. *Marine Ecology Progress Series* 493: 219-235. [Web link](#).
- Rohner, C.A., Pierce, S.J., Marshall, A.D., Weeks, S.J., Bennett, M.B. and Richardson, A.J. 2013. Trends in sightings and environmental influences on a coastal aggregation of manta rays and whale sharks. *Marine Ecology Progress Series* 482: 153-168. [Web link](#).
- Rohner, C.A., Richardson, A.J., Prebble, C.E.M., Marshall, A.D., Bennett, M.B., Weeks, S.J., Cliff, G., Wintner, S.P. and Pierce, S.J. 2015. Laser photogrammetry improves size and demographic estimates for whale sharks. *PeerJ* 3: e886. [Web link](#).
- Rohner, C.A., Jaine, F.R.A. Pierce, S.J., Bennett, M.B., Weeks, S.J. and Anthony J. Richardson, A.J. In revision. Movement ecology of whale sharks in the southern Mozambique Channel. *PLoS ONE*.
- Roman, J. and McCarthy, J.J. 2010. The whale pump: marine mammals enhance primary productivity in a coastal basin. *PloS ONE* 5: e13255. [Web link](#).
- Romero, A., Agudo, A.I. and Salazar, C. 2000. Whale shark records and conservation status in Venezuela. *Biodiversity* 1: 11-15. [Web link](#).
- Rowat, D. and Brooks, K.S. 2012. A review of the biology, fisheries and conservation of the whale shark *Rhincodon typus*. *Journal of Fish Biology* 80: 1019-1056. [Web link](#).
- Rowat, D., Brooks, K., March, A., McCarten, C., Jouannet, D., Riley, L., Jeffreys, G., Perri, M., Vely, M. and Pardigon, B. 2011. Long-term membership of whale sharks (*Rhincodon typus*) in coastal aggregations in Seychelles and Djibouti. *Marine and Freshwater Research* 62: 621-627. [Web link](#).
- Rowat, D., Meekan, M.G., Engelhardt, U., Pardigon, B. and Vely, M. 2006. Aggregations of juvenile whale sharks (*Rhincodon typus*) in the Gulf of Tadjoura, Djibouti. *Environmental Biology of Fishes* 80: 465-472. [Web link](#).
- Saba, G.K. and Steinberg, D.K. 2012. Abundance, composition, and sinking rates of fish fecal pellets in the Santa Barbara Channel. *Scientific Reports* 2. [Web link](#).
- Schleimer, A., Araujo, G., Penketh, L., Heath, A., McCoy, E., Labaja, J., Lucey, A. and Ponzio, A. 2015. Learning from a provisioning site: code of conduct compliance and behaviour of whale sharks in Oslob, Cebu, Philippines. *PeerJ* 3: e1452. [Web link](#).
- Schmidt, J.V., Chen, C.C., Sheikh, S.I., Meekan, M.G., Norman, B.M. and Joung, S.J. 2010. Paternity analysis in a litter of whale shark embryos. *Endangered Species Research* 12: 117-124. [Web link](#).
- Schmidt, J.V., Schmidt, C.L., Ozer, F., Ernst, R.E., Feldheim, K.A, Ashley, M.V. and Levine, M. 2009. Low genetic differentiation across three major ocean populations of the whale shark, *Rhincodon typus*. *PloS ONE* 4: e4988. [Web link](#).
- Sequeira, A., Mellin, C., Rowat, D., Meekan, M.G. and Bradshaw, C.J.A. 2012. Ocean-scale prediction of whale shark distribution. *Diversity and Distributions* 18: 504-518. [Web link](#).
- Sequeira, A.M.M., Mellin, C., Delean, S., Meekan, M.G. and Bradshaw, C.J. A. 2013a. Spatial and temporal predictions of inter-decadal trends in Indian Ocean whale sharks. *Marine Ecology Progress Series* 478: 185-195. [Web link](#).
- Sequeira, A.M.M., Mellin, C., Meekan, M.G., Sims, D.W. and Bradshaw, C.J.A. 2013b. Inferred global connectivity of whale shark *Rhincodon typus* populations. *Journal of Fish Biology* 82: 367-389. [Web link](#).
- Sequeira, A.M.M., Mellin, C., Fordham, D.A., Meekan, M.G. and Bradshaw, C.J.A. 2014a. Predicting current and future global distributions of whale sharks. *Global Change Biology* 20: 778-789. [Web link](#).

- Sequeira, A.M.M., Mellin, C. and Floch, L. 2014b. Inter-ocean asynchrony in whale shark occurrence patterns. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 450: 21-29. DOI: 10.1016/j.jembe.2013.10.019. [Web link](#).
- Sleeman, J.C., Meekan, M.G., Wilson, S.G., Polovina, J.J., Stevens, J.D., Boggs, G.S. and Bradshaw, C.J.A. 2010. To go or not to go with the flow: Environmental influences on whale shark movement patterns. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 390: 84-98. [Web link](#).
- Speed, C.W., Meekan, M.G., Rowat, D., Pierce, S.J., Marshall, A.D. and Bradshaw, C.J.A. 2008. Scarring patterns and relative mortality rates of Indian Ocean whale sharks. *Journal of Fish Biology* 72: 1488-1503. [Web link](#).
- Taylor, J.G. 1994. *Whale sharks, the giants of Ningaloo Reef*. Harper Collins, Australia.
- Theberge, M.M. and Dearden, P. 2006. Detecting a decline in whale shark *Rhincodon typus* sightings in the Andaman Sea, Thailand, using ecotourist operator-collected data. *Oryx* 40: 337-342. [Web link](#).
- Tomita, T., Kawai, T., Matsubara, H. and Kobayashi, M. 2014. Northernmost record of a whale shark *Rhincodon typus* from the Sea of Okhotsk. *Journal of Fish Biology* 84: 243-246. [Web link](#).
- Turnbull, S.D. and Randell, J.E. 2006. Rare occurrence of a *Rhincodon typus* (whale shark) in the Bay of Fundy, Canada. *Northeastern Naturalist* 13: 57-58. [Web link](#).
- Tyminski, J.P., de la Parra-Venegas, R., González Cano, J. and Hueter, R.E. 2015. Vertical movements and behavior of whale sharks as revealed by pop-up satellite tags in the eastern Gulf of Mexico. *PLoS ONE* 10: e0142156. [Web link](#).
- Vignaud, T.M., Maynard, J.A, Leblois, R., Meekan, M.G., Vázquez-Juárez, R., Ramírez-Macías, D., Pierce, S.J., Rowat, D., Berumen, M.L., Beeravolu, C., Baksay, S. and Planes, S. 2014. Genetic structure of populations of whale sharks among ocean basins and evidence for their historic rise and recent decline. *Molecular Ecology* 23: 2590-2601. [Web link](#).
- White, W.T. and Cavanagh, R.D. 2007. Whale shark landings in Indonesian artisanal shark and ray fisheries. *Fisheries Research* 84: 128-131. [Web link](#).
- White, E.R., Myers, M.C., Flemming, J.M. and Baum, J.K. 2015. Shifting elasmobranch community assemblage at Cocos Island—an isolated marine protected area. *Conservation Biology*, 29: 1186-1197. [Web link](#).
- Wild Me. 2017. *Wildbook for Whale Sharks*. Available at: <http://www.whaleshark.org>.
- Wilson, S.G., Taylor, J.G. and Pearce, A.F. 2001. The seasonal aggregation of whale sharks at Ningaloo Reef, Western Australia: currents, migrations and the El Niño/Southern Oscillation. *Environmental Biology of Fishes* 61: 1-11. [Web link](#).
- Wintner, S.P. 2000. Preliminary study of vertebral growth rings in the whale shark, *Rhincodon typus*, from the east coast of South Africa. *Environmental Biology of Fishes* 59: 441-451. [Web link](#).
- Wolfson, F.W. 1986. Occurrences of the whale shark, *Rhincodon typus*, Smith. In: T. Uyeno, R. Arai, T. Taniuchi and K. Matsuura (eds), *Indo-Pacific Fish Biology*. Proceedings of the Second International Conference on Indo-Pacific Fishes, pp. 208–226. Ichthyological Society of Tokyo, Tokyo, Japan.
- Ziegler, J., Dearden, P. and Rollins, R. 2012. But are tourists satisfied? Importance-performance analysis of the whale shark tourism industry on Isla Holbox, Mexico. *Tourism Management* 33: 692-701. [Web link](#).