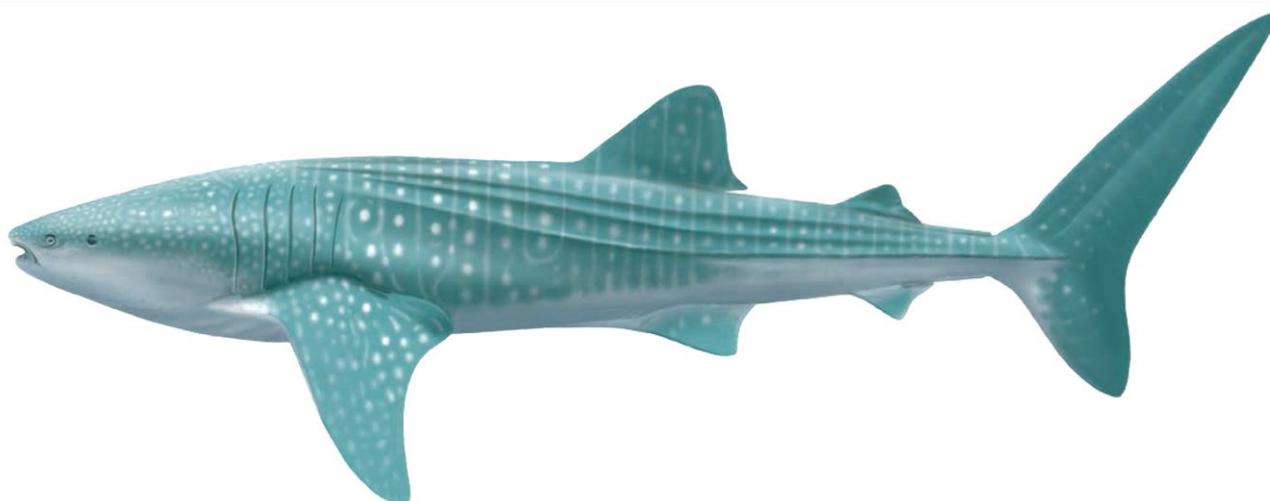


FICHA FINAL DE ANTECEDENTES DE ESPECIE

NOMBRE CIENTÍFICO:	<i>Rhincodon typus</i> Smith, 1828
NOMBRE COMÚN:	Tiburón Ballena (Español), Whale Shark



Vista lateral de *Rhincodon typus*. Ilustración de Ebert & Mostarda (2016)
(Ver Anexo de Fotografías)

Propuesta definitiva de clasificación del Comité de Clasificación

En las reuniones del 7 de junio y del 21 de octubre de 2022, consignadas en las Actas de Sesiones N° 12 y N° 15, del 18vo proceso, el Comité de Clasificación establece:

***Rhincodon typus* Smith, 1828, “tiburón ballena”, “Whale Shark” (inglés)**

Especie presente esporádicamente en Chile, solo un registro en 2021, en isla de Pascua (Parque Marino de Isla de Pascua, la AMCP-MU homónima y el Parque Marino Motu Motiro Hiva), también existen algunas menciones anecdóticas de avistamientos previos pero escasos. No figura información sobre captura como fauna acompañante en los Anuarios Estadísticos de Pesca (SERNAPESCA). En Chile está prohibida su captura (Decreto Exento 81/2009 de SUBPESCA).

Se declara como especie con presencia accidental en Chile.

Así, luego de evaluar la ficha de antecedentes el Comité establece que para esta especie no hay datos para señalar que es residente en Chile (solo con relatos de avistamientos de parte de pescadores chilenos, no figura información sobre captura como fauna acompañante). Entonces, por no existir antecedentes sobre abundancia ni tendencias poblacionales precisas en Chile, se decide no analizar la aplicación de criterios UICN para esta especie en Chile.

Y aplicando las recomendaciones de la guía “Directrices para el Uso de los Criterios de la Lista Roja de la UICN a Nivel Regional y Nacional, versión 4.0” de UICN, se clasificaría esta especie en categoría No Aplicable (NA) por ser de presencia accidental en Chile y representar menos del 1% de la población mundial. Pero por no existir esta categoría en el Reglamento de Clasificación de Especies vigente (DS 29 de 2011 del MMA), no se le asigna categoría de conservación declarando solamente “taxón con presencia accidental en Chile”.

Este Comité concluye que su Categoría de Conservación, según Reglamento de Clasificación de Especies Silvestres (RCE) es:

No se le asigna categoría de conservación

Dado que:

Este Comité declara “taxón con presencia accidental en Chile”.

Reino:	Animalia	Orden:	Orectolobiformes
Phyllum/División:	Chordata	Familia:	Rhincodontidae
Clase:	Chondrichthyes	Género:	<i>Rhincodon</i>
Sinonimia:	<i>Micristodus punctatus</i> Gill, 1865 <i>Rhinodon pentalineatus</i> Kishinouye, 1901 <i>Rhinodon typicus</i> Smith, 1845 <i>Rhinodon typicus</i> Müller & Henle, 1839		
Nota Taxonómica: Sin antecedentes relevantes.			

ANTECEDENTES GENERALES
<p>Justificación:</p> <p>El tiburón ballena (<i>Rhincodon typus</i>), es el pez vivo más grande del mundo y es una especie cosmopolita de aguas tropicales y templadas-cálidas. Resultados de estudios genéticos indican que existen dos subpoblaciones principales, en el Océano Atlántico y en el Indo-Pacífico, respectivamente. La segregación pronunciada basada en el tamaño y el sexo está presente en la mayoría de las áreas de alimentación costeras conocidas para la especie, con sitios costeros típicamente dominados por machos juveniles. Los sitios de agregación más grandes conocidos de tiburones ballena albergan cientos o pocos miles de individuos, según los conteos y las estimaciones del modelo. Aunque los tiburones individuales tienen una gran movilidad, muchos muestran cierto grado de filopatría. Las pesquerías dirigidas y las pesquerías incidentales se han centrado en áreas donde se producen altas densidades de tiburones ballena, lo que ha llevado a reducciones rápidas en las medidas de captura por unidad de esfuerzo (CPUE). Algunos sesgos hacia las agregaciones dominadas por tiburones ballena juveniles están presentes en los datos de tendencias; sin embargo, en ausencia de información sobre otras etapas de la vida, se infiere que estas tendencias son representativas de las disminuciones a nivel poblacional. Si bien varias pesquerías comerciales objetivo cerraron durante la década de 1990 a 2000, los productos de tiburón ballena siguen siendo valiosos y la especie todavía se captura comúnmente en algunos países. Las lesiones graves y la mortalidad inferida por choques con barcos constituyen una amenaza para varias agregaciones de importancia mundial, al igual que la captura incidental en las pesquerías con redes y el riesgo de colisión con barcos. En ausencia de acciones de conservación, es probable que la disminución continúe en el futuro. Según los datos de censos poblacionales, las estimaciones modeladas y la disponibilidad de hábitat, se infiere que el 75% de la población mundial de tiburón ballena se encuentra en el Indo-Pacífico y solo el 25% en el Atlántico. Una variedad de conjuntos de datos presenta disminuciones del 40–92%, lo que infiere una disminución general del 63% en el Indo-Pacífico durante los últimos 75 años (tres generaciones). En el Atlántico, se considera que la disminución de la población general es cercana al 30%. Dado que la mayor parte de la población mundial se encuentra en el Indo-Pacífico, se infiere que la disminución global general es superior al 50%.</p>
<p>Aspectos Morfológicos:</p> <p>El tiburón ballena es de los tiburones más grandes, y tiene un cuerpo robusto; hocico muy corto y amplio; ojos pequeños, redondos; boca amplia, transversal, un poco detrás de la punta del hocico; cinco grandes hendiduras branquiales, las últimas tres sobre la aleta pectoral; dos aletas dorsales, la primera sobre las pélvicas, la segunda es más pequeña y está sobre la anal; aleta caudal casi simétrica, con un gran lóbulo inferior; base caudal aplanada, con una gran quilla en el costado, que continúa hacia adelante como cresta a lo largo del cuerpo y sobre las hendiduras branquiales, con dos o más crestas por encima y a lo largo del cuerpo. Su coloración en el dorso es gris azulado oscuro con presencia de puntos blanco a lo largo de su cuerpo con rayas verticales y horizontales mientras que la zona ventral es blanca.</p>

Rasgos distintivos:

Cuerpo cilíndrico o moderadamente deprimido, con crestas prominentes en los lados. Cabeza muy ancha y aplanada, sin solapas laterales de piel, hocico truncado; ojos situados lateralmente a la cabeza, sin bolsas suboculares; espiráculos mucho más pequeños que los ojos, detrás pero no debajo de ellos; hendiduras branquiales muy grandes, la quinta bien separada de la cuarta; hendiduras branquiales internas con pantallas de filtro únicas, que consisten en laminillas transversales que atraviesan cada hendidura branquial, con ramificaciones en sus superficies internas que se interconectan para formar los filtros; fosas nasales con barbillas rudimentarias y sin pliegues ni surcos circunferenciales; boca extremadamente grande, terminal en la cabeza y transversal, sin surco sinfisario en el mentón; dientes no fuertemente diferenciados en las mandíbulas, con una cúspide medial, sin cúspides y sin lóbulos radiculares labiales; filas de dientes extremadamente numerosas, en más de 300 filas en cualquier mandíbula de adultos y subadultos. Pedúnculo caudal con fuertes quillas laterales y un foso precaudal superior. Primera dorsal mucho más grande que la segunda, primera dorsal con origen muy anterior a los orígenes pélvicos e inserción sobre las bases pélvicas; aletas pectorales muy grandes, relativamente estrechas y falcadas, mucho más grandes que las aletas pélvicas, con radiales de las aletas expandidas en la red de las aletas casi hasta su borde distal; aletas pélvicas algo más pequeñas que la primera dorsal pero un poco más grandes que las segundas dorsal y anal; aleta anal aproximadamente tan grande como la segunda dorsal, con su origen aproximadamente opuesto al primer tercio de la segunda base dorsal; aleta anal con base ancha y ápice angular, separada por un espacio algo mayor que la longitud de la base desde el origen caudal inferior; aleta caudal con su lóbulo superior en un ángulo alto sobre el eje del cuerpo, menos de un tercio del largo de todo el tiburón, con un lóbulo terminal vestigial y una muesca subterminal, y un lóbulo ventral muy fuerte o muy corto. Crestas supraorbitarias presentes en el cráneo, estas se expandieron lateralmente. Intestino valvular probablemente de tipo anillo. Un patrón de color único de puntos de luz y rayas verticales y horizontales, en forma de tablero de ajedrez.

Aspectos Reproductivos y Conductuales:

El tiburón ballena más grande fue registrado en Taiwán, midiendo aproximadamente 20 m LT (Chen *et al.* 1997) y pesando 42 t (Hsu *et al.* 2014). Un individuo extrapolado a 18,8 m TL fue capturado en India (Borrell *et al.* 2011). Norman & Stevens (2007) encontraron que el 50% de los machos eran maduros, según la morfología del cláspers, con una LT estimada visualmente de 8.1 m en Australia Occidental, mientras que se estimó que la madurez del 50% ocurría a 9.2 m LT usando fotogrametría láser en Mozambique (Rohner *et al.* 2015). En el Golfo de México, Ramírez-Macías *et al.* (2012) estimaron visualmente que la madurez sexual del macho del 50% ocurre alrededor de los 7 m TL. Dada la diferenciación genética entre los océanos Indo Pacífico y Atlántico (Vignaud *et al.* 2014), esto puede representar una diferencia de nivel de subpoblación en el tamaño de maduración. El tamaño de madurez de las hembras de tiburón ballena es de aproximadamente 9 m LT, según estimaciones fotogramétricas visuales (Acuña-Marrero *et al.* 2014, Ramírez-Macías *et al.* 2012) y láser (Acuña Marrero *et al.* 2014) del Pacífico oriental, y un individuo de 9,6 m LT registrado en Taiwán (Hsu *et al.* 2014). Siete hembras varadas de 4.8 a 8.7 m LT se encontraron en Sudáfrica, todas inmaduras (Beckley *et al.* 1997). La única hembra preñada confirmada, producto de examinación en Taiwán, media 10.6 m LT (Joung *et al.* 1996).

La ecología reproductiva del tiburón ballena es poco conocida. Las hembras preñadas se encuentran estacionalmente en el Pacífico oriental, particularmente frente a la Isla Darwin en el Archipiélago de las Galápagos (Acuña-Marrero *et al.* 2014) y el Golfo de California (Eckert & Stewart 2001, Ramírez Macías *et al.* 2012), pero rara vez se avistan fuera de esta región. Una excepción es la isla de Santa Helena en el Atlántico medio, donde habitualmente se observan hembras preñadas por temporadas (A. Dove, *Pers. comm.*). La única hembra preñada que ha sido examinada físicamente, en Taiwán, tenía 304 crías en varias etapas de desarrollo, el tamaño de camada más grande reportado de cualquier especie de tiburón (Joung *et al.* 1996, Schmidt *et al.* 2010). Este descubrimiento estableció que los tiburones ballena son vivíparos placentarios. El análisis de 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). El grupo de embriones de mayor tamaño, 58–64 cm LT, parecían estar casi completamente desarrollados (Joung *et al.* 1996). En Filipinas, se encontró el neonato más pequeño en la naturaleza, y midió 46 cm LT (Aca & Schmidt 2011). Por lo tanto, se presume que el tamaño al nacer está alrededor de este rango (Aca & Schmidt 2011). Se desconoce la periodicidad reproductiva: avistamientos de los mismos individuos raramente ocurren en las áreas donde se observan hembras preñadas (Norman *et al.* 2017).

Los datos de edad y crecimiento del tiburón ballena son escasos. Se han evaluado los tiburones varados en Sudáfrica (Wintner 2000) y las capturas pesqueras en Taiwán (Hsu *et al.* 2014). Ambos estudios estuvieron limitados por pequeños tamaños de muestra de tiburones predominantemente juveniles. Hsu *et al.* (2014) concluyó que es probable que la deposición de bandas de crecimiento sea bianual y, basándose en esto, estimaron que los tiburones machos comienzan a madurar a los ~17 años y las hembras a los 19–22 años en el Indo-Pacífico. Sin embargo, estas estimaciones tienen algunas salvedades importantes: se ha demostrado la deposición bianual de bandas en muy pocas otras especies de tiburones, y se ha demostrado que otras especies de orectolobiformes tienen una formación aperiódica de pares de bandas (Huveneers *et al.* 2013). La validación a través de estudios de crecimiento silvestre es importante para confirmar estos resultados. Los resultados iniciales de los estudios fotogramétricos con láser indican que los incrementos de crecimiento durante períodos de 1 a 3 años son demasiado pequeños para ser medidos con precisión, pero la técnica puede tener valor en períodos de tiempo más prolongados (Rohner *et al.* 2015).

Alimentación (sólo fauna)

El tiburón ballena se alimenta principalmente de fitoplancton, necton, macroalgas, y kril, pero a veces también lo hace de crustáceos, como larvas de cangrejo, calamares, y bancos de peces pequeños, como las anchovetas, sardinas, caballa, y atún.

INTERACCIONES RELEVANTES CON OTRAS ESPECIES

Ninguna conocida.

DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA

El tiburón ballena tiene una distribución circumtropical a través de todos los mares tropicales y templados cálidos, excepto el Mediterráneo (Rowat & Brooks 2012). Su distribución principal está entre aproximadamente 30° N y 35 °S, con desplazamientos estacionales ocasionales hacia el norte y el sur (Colman 1997, Rowat & Brooks 2012, Sequeira *et al.* 2014). Los registros más al norte son de 44° N en la bahía de Fundy, Canadá (Turnbull & Randell 2006) y el mar de Okhotsk frente a Japón (Tomita *et al.* 2014), con el más al sur de 37° S en Victoria, Australia (Wolfson 1986). Es probable que la distribución del tiburón ballena tenga una temperatura limitada, ya que rara vez se avista en temperaturas superficiales inferiores a 21° C (Iwasaki 1970, Colman 1997, Duffy 2002, Afonso *et al.* 2014, Tomita *et al.* 2014).

Las áreas donde se han documentado 500 o más individuos mediante recuentos o estimaciones de modelos incluyen el Golfo Árabe y el Golfo de Omán (Robinson *et al.* 2016), Ningaloo Reef en Australia Occidental (Meekan *et al.* 2006, Norman *et al.* 2017) , Isla Darwin en Galápagos (Acuña-Marrero *et al.* 2014), Quintana Roo en México (de la Parra Venegas *et al.* 2011, Ramírez-Macías *et al.* 2012), provincia de Inhambane en Mozambique (Norman *et al.* 2017), Filipinas (Schleimer *et al.* 2015), y alrededor de Mahe en las Seychelles (Rowat *et al.* 2009, 2011; Brooks *et al.* 2010). La evidencia de las capturas pesqueras indica 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 cercanías, al menos antes del inicio de las pesquerías objetivo en esos países, con capturas estimadas de hasta 1000 individuos por año (Li *et al.* 2012).

En el Océano Índico, los datos de la flota atunera de cerco han identificado que el Canal de Mozambique tiene una alta densidad de lances asociados con el tiburón ballena (Sequeira *et al.* 2012). En los océanos Atlántico y Pacífico, los avistamientos de tiburones ballena se correlacionaron con el esfuerzo (Harley *et al.* 2013, Sequeira *et al.* 2014). La idoneidad del hábitat modelada fue más alta en el Atlántico oriental en el área frente a Gabón y los países circundantes (Sequeira *et al.* 2014), mientras que los mares de Bismark y Solomon tienen avistamientos relativamente frecuentes de tiburones ballena en el Pacífico occidental y central (Harley *et al.* 2013).

El tiburón ballena se encuentra reportada en aguas chilenas en base a proyecciones de su rango de distribución (Bustamante *et al.* 2014). Pequeño (1989) la incluye en la lista de peces chilenos sin reportar localidades donde se ha observado la especie, sin embargo, durante el año 2020 se realizaron reportes documentados para Isla de Pascua.

Extensión de la Presencia en Chile (km²)	No aplica ¹
--	------------------------

Regiones de Chile en que se distribuye:

Región de Valparaíso.

Territorios Especiales de Chile en que se distribuye: No

Países en que se distribuye en forma NATIVA:

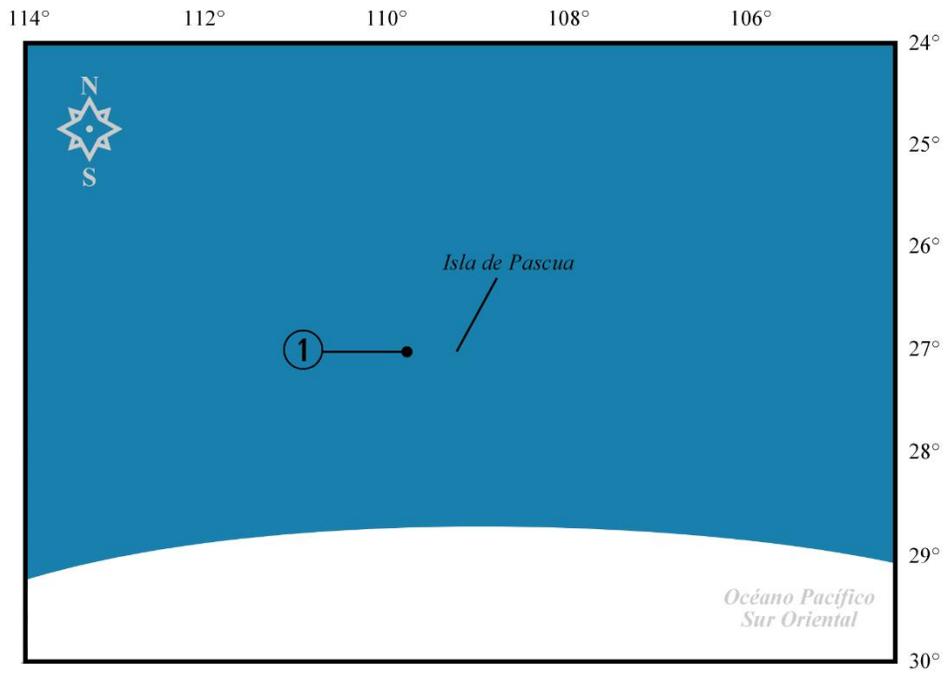
Angola; Anguilla; Antigua y Barbuda; Arabia Saudita; Argentina; Aruba; Australia; Bahamas; Bahrain; Bangladesh; Barbados; Belice; Benín; Brasil; Brunei; Camboya; Camerún; Cabo Verde; **Chile**; China; Colombia; Congo; Costa Rica; Côte d'Ivoire; Cuba; Curaçao; Djibouti; Dominica; Ecuador; Egipto; El Salvador; Emiratos Árabes Unidos; Eritrea; Estados Unidos; Etiopía; Fiji; Filipinas; Gabón; Gambia; Ghana; Granada; Guadalupe; Guatemala; Guinea; Guinea-Bissau; Guinea Ecuatorial; Guyana; Guyana Francesa; Haití; Honduras; India; Indonesia; Irán; Iraq; Islas Caimán; Islas Cook; Islas Marshall; Islas Salomón; Islas Turcas y Caicos; Islas Vírgenes (Incluida la parte británica y de Estados Unidos); Israel; Jamaica; Japón; Jordania; Kenia; Kiribati; Liberia; Madagascar; Malaysia; Maldivas; Marruecos; Martinique; Mauritania; México; Micronesia; Montserrat; Mozambique; Myanmar; Namibia; Nauru; New Caledonia; Nicaragua; Nigeria; Niue; Omán; Pakistán; Panamá; Papua Nueva Guinea; Perú; Pitcairn; Polinesia Francesa; Portugal; Puerto Rico; Qatar; Sahara Occidental; Samoa; Samoa Americana; San Cristóbal y Nieves; San Martín (Incluida la parte francesa y danesa); San Vicente y las Granadinas; Santa Helena, Ascension y Tristán da Cunha; Santa Lucía; Santo Tomé y Príncipe; Senegal; Sierra Leona; Somalia; Sudáfrica; Sudan; Surinam; Tailandia; Taiwán; Tanzania; Togo; Tokelau; Tonga; Tuvalu; Uruguay; Vanuatu; Venezuela; Vietnam; Wallis and Futuna; Yemen

Tabla de Registros de la especie en Chile:
Presencia actual (incierto (0-25%); dudosa (26-50%); probable (51-75%); absoluta (76-100%))

Registro N_S	Año	Fuente del registro	Colector	Localidad	Provincia	Presencia actual
1	2020	iNaturalist research-grade observations. Registro documentado: 1 ejemplar (39208329)	Mata Salinas	Isla de Pascua	Provincia de Isla de Pascua; Región de Valparaíso.	100%

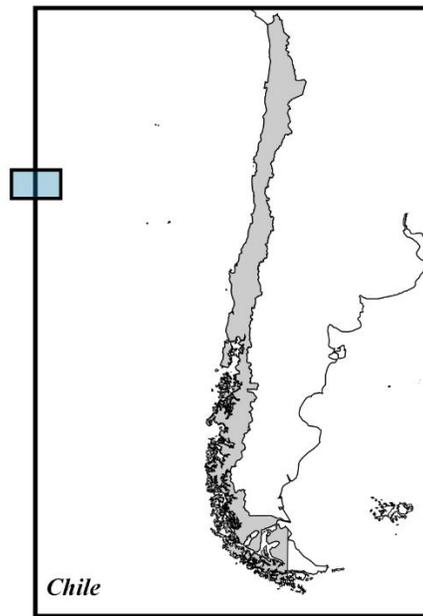
Mapa de los puntos de recolecta y avistamiento en Chile:

¹ No existen suficientes registros para el cálculo de la Extensión de la Presencia en Chile o el Área de ocupación en Chile



Rhincodon typus

- Rango de distribución
- # Registros de la especie

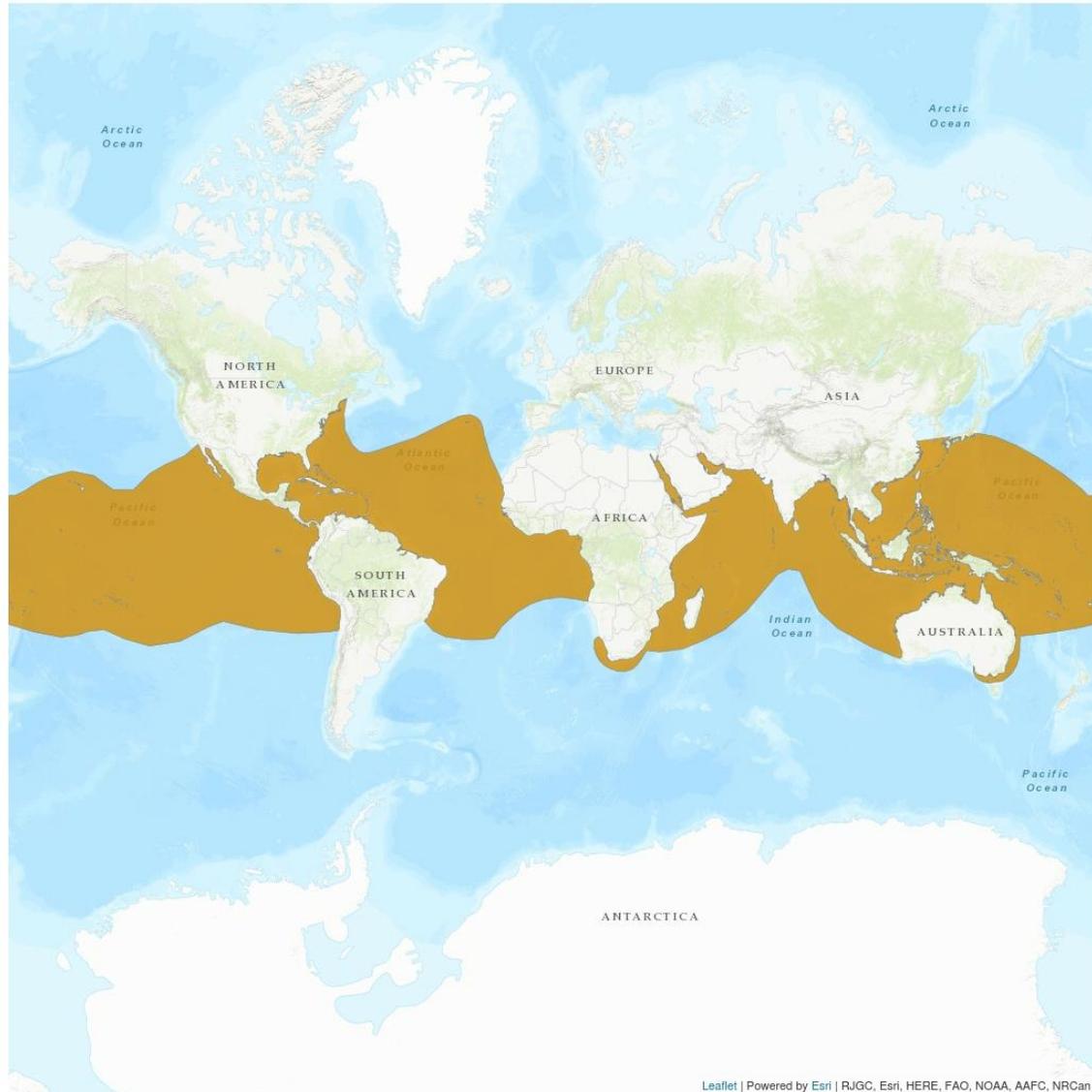


Rango de distribución y registros documentados de *Rhincodon typus* en Chile (Fuente: elaboración propia)

Otros mapas de la especie:

Distribution Map

Rhincodon typus



Legend
 EXTANT (RESIDENT)

Compiled by:
 IUCN Shark Specialist Group 2016



Distribución de *Rhincodon typus* (fuente: Pierce & Norman 2016)

PREFERENCIAS DE HÁBITAT

Los tiburones ballena se encuentran tanto en hábitats costeros como oceánicos (Rowat & Brooks 2012). Los avistamientos oceánicos están fuertemente correlacionados con la temperatura en los océanos Índico y Atlántico (Sequeira *et al.* 2014), y la mayoría ocurre entre 26.5°C y 30°C en el Océano Índico (Sequeira *et al.* 2012). La profundidad fue un predictor importante en los océanos Atlántico y Pacífico, pero no fue significativa en el Océano Índico (Sequeira *et al.* 2014). Los tiburones ballena son muy móviles, con tasas de movimiento diarias medias de 24 a 28 km basadas en marcas

de geoposicionamiento (Hueter *et al.* 2013). Los cambios climáticos cíclicos o de más largo plazo afectan la presencia y abundancia del tiburón ballena (Sleeman *et al.* 2010, Sequeira *et al.* 2012), lo que debe tenerse en cuenta al discutir las tendencias de abundancia local.

Los tiburones ballena pasan la mayor parte del tiempo en la zona epipelágica, pero se sumergen al menos a 1.928 m de profundidad (Tyminsky *et al.* 2015). El motivo de estas inmersiones profundas no está claro, pero puede estar relacionado con el comportamiento de búsqueda de alimento, especialmente al cruzar aguas oceánicas con una productividad superficial comparativamente baja (Sleeman *et al.* 2010, Brunnschweiler & Sims 2011, Tyminsky *et al.* 2015) y/o ayudar con conservación de energía al moverse entre zonas de presa (Gleiss *et al.* 2011) o al navegar (Tyminsky *et al.* 2015). Los resultados iniciales de los estudios dietéticos de ácidos grasos sugieren que las presas mesopelágicas y batipelágicas pueden ser un componente importante de la dieta del tiburón ballena (Rohner *et al.* 2013), y los datos de buceo de las marcas pop-up proporcionan alguna evidencia del comportamiento de búsqueda mesopelágica (Tyminsky *et al.* 2015).

La mayoría de los avistamientos de tiburones ballena ocurren en un pequeño número de áreas de alimentación costeras conocidas para la especie, donde los tiburones se agregan en la superficie para explotar la productividad estacional, como eventos de desove de peces o floraciones de zooplancton (Rowat & Brooks 2012). En muchos lugares se ha documentado cierto grado de fidelidad interanual al sitio (Cagua *et al.* 2015, Norman *et al.* 2017). La segregación basada en sexo y tamaño es típica en estos lugares, con un sesgo hacia los machos jóvenes de 4 a 8 m de longitud (Rohner *et al.* 2015, Norman *et al.* 2007). Esta pronunciada segregación indica que la especie presenta cambios ontogenéticos y específicos del sexo o en la dieta. En el Golfo de California, se encontraron tiburones juveniles, 60% de ellos machos, en aguas menos profundas explotando abundantes presas. Los tiburones más grandes, compuestos por un 84% de hembras, ocurrieron en aguas oceánicas donde se alimentaron de parches difusos de eufásidos (Ketchum *et al.* 2012).

Un estudio inicial de isótopos estables en tiburones ballena en la India mostró una relación positiva entre el 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 nivel trófico (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 una dieta diferente y más pelágica, mientras que los individuos de <4 m de longitud total (LT) también mostraron un $\delta^{13}\text{C}$ más bajo que los individuos más grandes, lo que sugiere una transición de pelágicos a hábitats de alimentación más costeros.

Área de ocupación en Chile (km ²) =>	No aplica ²
--	------------------------

TAMAÑO POBLACIONAL ESTIMADO, ABUNDANCIA RELATIVA, ESTRUCTURA Y DINÁMICA POBLACIONAL

Basados en recuentos, estimaciones de población modeladas y la disponibilidad de 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 infiere una reducción de la población del 63% durante las últimas tres generaciones (75 años), y en el Atlántico se infiere una reducción de la población de más del 30%. Combinando datos de ambas regiones, es probable que la población mundial de tiburones ballena haya disminuido en >50% durante los últimos 75 años.

Los set de datos disponibles para los tiburones ballena, en particular los de sitios costeros, suelen estar dominados por tiburones machos juveniles. Reconociendo esto, asumimos que los datos de tendencias en la fracción visible de la población (es decir, principalmente juveniles) son representativos de la población adulta.

² No existen suficientes registros para el cálculo de la Extensión de la Presencia en Chile o el Área de ocupación en Chile

Tamaño de la población mundial

Los tiburones ballena se pueden identificar individualmente en función de sus patrones de manchas característicos (Taylor 1994, Arzoumanian *et al.* 2005, Marshall & Pierce 2012). Una base de datos global de avistamientos de tiburones ballena, que comprende fotografías enviadas tanto por investigadores como por el público, se encuentra alojada en línea en Wildbook for Whale Sharks (www.whaleshark.org) (Wild Me 2016, Norman *et al.* 2017). En febrero de 2016, había 7.011 tiburones individuales en esta base de datos, identificados a partir de imágenes enviadas entre 1964 y 2016. Sin embargo, el 70% de los individuos sexados ($n= 3.420$) eran machos, y la mayoría de ellos probablemente inmaduros según las estimaciones de longitud (Norman & Stevens 2007, Ramírez-Macías *et al.* 2012, Rohner *et al.* 2015). Se supone que estos datos no representan completamente a tiburones hembras, juveniles pequeños o adultos (Norman *et al.* 2017). Por lo tanto, el total representa un número mínimo de tiburones vivos durante este período.

Dos estudios genéticos a escala global sobre tiburones ballena han estimado el tamaño genético efectivo de la población -el número de adultos reproductores- aunque basados en muestras pequeñas de 70 (Castro *et al.* 2007) y 68 tiburones (Schmidt *et al.* 2009), respectivamente. Castro *et al.* (2007) utilizaron ADN mitocondrial para estimar el tamaño actual de la población genética efectiva en 119,000–238,000 tiburones. Schmidt *et al.* (2009) estimaron el tamaño genético efectivo de la población en 103,572, con un error estándar de 27,401–179,794, según el análisis de microsatélites. Sin embargo, la falta de conocimiento sobre las tasas de mutación específicas de la especie significa que estas estimaciones no deben utilizarse con fines de gestión (J. Schmidt, *Pers. comm.*, T. Vignaud & S. Planes, *Pers. comm.*).

Estructura de la población mundial

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 ballena en el Atlántico y el Indo-Pacífico están funcionalmente separadas (Vignaud *et al.* 2014). Los estudios de foto identificación en el Océano Índico (Brooks *et al.* 2010) y el Atlántico occidental (Hueter *et al.* 2013), junto con los resultados de la base de datos en línea de Wildbook (Norman *et al.* 2017), han demostrado que existe una conectividad limitada entre países contiguos. Con base en estos resultados, aquí hemos considerado dos subpoblaciones separadas en esta evaluación.

Tendencia de la subpoblación Atlántica

Se infiere una disminución de $\geq 30\%$ en la subpoblación atlántica durante las últimas tres generaciones (75 años) sobre la base de los datos de los observadores de la flota atunera fuera de un probable centro de abundancia para esta subpoblación. Entre 1980 y 2010 hubo una disminución en los avistamientos por unidad de esfuerzo (SPUE) frente a África occidental, con SPUE alcanzando su punto máximo en 1995 y disminuyendo a partir de entonces (Sequeira *et al.* 2014). En términos absolutos, los avistamientos disminuyeron de aproximadamente 500 durante la década de 1990 a aproximadamente 150 durante la década de 2000. Los avistamientos en el mes máximo también disminuyeron aproximadamente un 50% durante este tiempo (Sequeira *et al.* 2014).

En Gladden Spit en Belice, los avistamientos de tiburones ballena disminuyeron de una media de 4 a 6 tiburones por día entre 1998 y 2001 a menos de 2 por día en 2003 (Graham & Roberts 2007), con informes de guías de buceo que indican que los números se han mantenido bajos hasta el 2016 (R. Graham, *Pers. comm.*).

En las Azores, hubo un aumento significativo de avistamientos en 2008 y posteriormente en comparación con la década anterior (Afonso *et al.* 2014; Tabla 1 en el material complementario). Esto se correlacionó fuertemente con la ubicación de la isoterma de 22° C, lo que indica que esta tendencia creciente de avistamiento se debe 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 de agregación o alimentación más grandes conocidas. Ramírez-Macías *et al.* (2012) identificaron 350 individuos de tiburón ballena en la isla Holbox en México entre 2005 y 2008, y estimaron que entre 521 y 809 tiburones participan en esta agregación. Los reconocimientos aéreos de esta área y la costa caribeña adyacente han contado hasta 420 tiburones en un solo reconocimiento aéreo (de la Parra Venegas *et al.* 2011). La mayor agregación conocida a febrero de 2016 se produce estacionalmente frente a la costa de Yucatán en México, con más de 1,100 tiburones identificados (Norman *et al.* 2017). Los tiburones marcados por satélite de esta agregación han sido rastreados hasta el norte del Golfo de México (Hueter *et al.* 2013), donde se han reportado agregaciones de hasta 100 tiburones (Hoffmayer *et al.* 2005), al sur hasta Belice, donde se identificaron 106 tiburones entre 1998 y 2003 (Graham & Roberts 2007), y frente a la isla de Utila, Honduras, donde se identificaron 95 tiburones entre 1999 y 2011 (Fox *et al.* 2013). Un tiburón, marcado en 2007, fue rastreado nadando a través del ecuador hasta el Océano Atlántico Sur, cerca de la Cordillera del Atlántico Medio (Hueter *et al.* 2013). El punto final de esta pista fue 543 km al sureste del archipiélago de San Pedro y San Pablo, donde se registraron 54 avistamientos de tiburones ballena entre 2000 y 2005 (Hazin *et al.* 2008). Posteriormente, este individuo fue identificado con fotografía en la costa de Yucatán en 2011 y 2012 (Hueter *et al.* 2013).

Aparte de la Isla de Santa Helena (A. Dove, *Pers. comm.*), ha habido pocos registros fotográficos de otras partes del Atlántico (Wild Me 2016). Sin embargo, hubo 2,297 registros de tiburones ballena desde las bitácoras de pesca de atuneros cerqueros entre 1980 y 2010, principalmente del Atlántico este (Sequeira *et al.* 2014) y particularmente frente a la costa de Gabón (Capietto *et al.* 2014). Se registraron 1,449 avistamientos adicionales en el archipiélago de las Azores entre 1998 y 2013 (Afonso *et al.* 2014).

Tendencia de la subpoblación del Indo-Pacífico

Se infiere una disminución de >50% (probablemente alrededor del 63%) en la subpoblación de tiburones ballena del Indo-Pacífico durante las últimas tres generaciones (75 años) sobre la base de índices de abundancia relevantes de Mozambique, el Océano Índico occidental en general, Filipinas, Taiwán, Tailandia y el Pacífico central y occidental, y los niveles reales de explotación en China continental, Maldivas, India, Filipinas y Taiwán.

En Taiwán existió una pesquería comercial de tiburón ballena hasta 2007 (Hsu *et al.* 2012). La información proporcionada por los pescadores que operan desde el puerto de Hongchun en el sur de Taiwán indicó que se capturaron entre 50 y 60 tiburones cada temporada a mediados de la década de 1980, disminuyendo a menos de 10 por año en 1994 y 1995 (Chen & Phipps 2002). Aunque no se dispone de tendencias de captura definitivas, hubo una disminución significativa (58%) en la captura anual estimada en 1997 de 272 tiburones (Chen & Phipps 2002) a una captura declarada de 113 tiburones durante 15 meses en 2001–2002 (Chen & Phipps 2002). Se observó una disminución en la longitud total media de los tiburones desembarcados entre 2002 y 2007 (Hsu *et al.* 2012). También se observó una disminución en el tamaño medio de los tiburones desembarcados en las aguas del sur de China, de 8.27 m antes de 2004 a 6.3 m entre 2008–2011 (Li *et al.* 2012).

Los datos de los observadores a bordo de la flota atunera de cerco en el Pacífico occidental y central indicaron 1,073 avistamientos de tiburones ballena, la mayoría en los mares de Bismark y Salomón (Harley *et al.* 2013). La ocurrencia de tiburón ballena en lances libres en cardúmenes disminuyó aproximadamente un 50% entre 2003 (1%) y 2012 (0,5%), lo que podría representar una caída en la abundancia (Harley *et al.* 2013), aunque Sequeira *et al.* (2014), modelaron el aumento lineal débil en la probabilidad de ocurrencia entre 2000 y 2010. Sin embargo, el rendimiento del modelo para este último conjunto de datos fue deficiente (Sequeira *et al.* 2014).

La influencia de la variabilidad ambiental en los avistamientos de tiburón ballena puede complicar la interpretación de los datos de tendencias, particularmente con la escasez de datos a largo plazo. Una

disminución en los avistamientos de tiburones ballena a lo largo de la costa este de Sudáfrica entre 1993 y 1998 (Gifford 2001) se incluyó en la propuesta para incluir a los tiburones en el Apéndice II de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas (CITES 2002). Sin embargo, con el beneficio de la retrospectiva, la variabilidad sustancial en los datos de avistamiento de esta área durante los meses de verano (Cliff *et al.* 2007) y los cambios estacionales en su distribución oceánica (Sequeira *et al.* 2012), hace que no esté claro si estos datos anteriores son indicativos de una verdadera disminución de la subpoblación. Al norte de esta área, en el norte del Canal de Mozambique y en el oeste del Océano Índico, se observó un ligero aumento en los avistamientos de tiburones ballena entre 1991 y 2000 según los datos de los buques atuneros de cerco, luego una disminución de 2000 a 2007 (Sequeira *et al.* 2013a). En términos absolutos, se reportaron 600 avistamientos desde la década de 1990, disminuyendo a ~200 entre 2000 y 2007 (Sequeira *et al.* 2014). Los avistamientos máximos mensuales disminuyeron alrededor del 50% durante el período de estudio (Sequeira *et al.* 2014). En Inhambane, Mozambique, en el sur del Canal de Mozambique, los avistamientos disminuyeron un 79% entre 2005 y 2011 (Rohner *et al.* 2013). Esta disminución en la tasa de avistamientos ha persistido al menos hasta enero de 2016 (S. Pierce, *Unpubl. data*). Los tiburones se mueven habitualmente entre Sudáfrica y el sur de Mozambique (Rohner *et al.* 2015, Norman *et al.* 2017), pero existe una conectividad limitada o nula entre estas y otras áreas de alimentación costeras conocidas al norte en Djibouti, Seychelles y Tanzania (Brooks *et al.* 2010, Norman *et al.* 2017). Antes de que la especie fuera protegida en las Maldivas en 1995, las capturas de tiburón ballena disminuyeron de alrededor de 30 cada año desde uno de los lugares de pesca importantes hasta principios de la década de 1980 a una captura de 20 o menos tiburones ballena en todo el archipiélago en 1993 (Anderson & Ahmed 1993).

Doscientos cincuenta y tres avistamientos de tiburones ballena fueron registrados por una empresa local de chárter de buceo en el mar de Andaman, Tailandia, entre 1991 y 2001 (Theberge & Dearden 2006). Los avistamientos por unidad de esfuerzo mostraron una disminución significativa durante este período, con una disminución general de 1.58 tiburones ballena por viaje en 1992–1993 a 0.13 tiburones por viaje en 2000–2001 (Theberge & Dearden 2006). Persistió un bajo número absoluto de avistamientos hasta al menos la temporada 2002–2003, aunque no se registraron datos de esfuerzo (Theberge & Dearden 2006). Tras la conclusión de la recopilación de datos para ese estudio, es probable que los avistamientos de tiburones hayan aumentado en frecuencia según los informes de los operadores de buceo. Sin embargo, se percibe que los tiburones son más pequeños que los avistados en la década de 1990 (P. Dearden, *Pers. comm.*).

Bradshaw *et al.* (2008) analizaron avistamientos turísticos en Ningaloo Reef, Australia, entre 1995 y 2004, corrigieron el esfuerzo de búsqueda y la fluctuación ambiental, e identificaron una disminución del 40% en la tasa de avistamientos y una disminución en la longitud media de tiburones de 1.6 m durante este período de tiempo, aunque los cambios estacionales en la abundancia máxima hacia los meses de observación exterior también pueden haber contribuido a esta disminución observada (Mau & Wilson 2007, Holmberg *et al.* 2009). El análisis de los datos de avistamientos individuales de 1995 a 2006 identificó heterogeneidad de comportamiento en los tiburones en Ningaloo, y la mayoría mostró cierta fidelidad al sitio, ya que fueron avistados en varias temporadas (Holmberg *et al.* 2008). Este subconjunto (mayoritario) de la población de estudio fue aumentando a lo largo de este trabajo (Holmberg *et al.* 2008). Los análisis de seguimiento en un set de datos un poco más largo (1995 a 2008) confirmaron este resultado, con individuos más pequeños contribuyendo en mayor número al reclutamiento, lo que potencialmente explica la disminución observada en el tamaño medio (Holmberg *et al.* 2008). Sin embargo, un estudio genético sobre los tiburones de Ningaloo indicó una disminución de la diversidad genética durante cinco años consecutivos para el ADNmt (2007–2012) y dos (2010–2012) para los microsatélites (Vignaud *et al.* 2014).

Los tiburones ballena se pescaron en Filipinas antes de la protección en 1998, y la captura de tiburón 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 prospecciones realizadas en 1993 y 1997 (Alava *et al.* 2002).

Tamaño de la subpoblación del Indo-Pacífico

Seiscientos setenta tiburones fueron identificados con fotografías en el sur de Mozambique entre 2003 y 2014 (Norman *et al.* 2017). Frente a la isla Mafia en Tanzania, se identificaron con fotografías 131 tiburones entre 2006 y 2014 (Norman *et al.* 2017). Frente a Djibouti, 297 individuos fueron foto-identificados entre 2003 y 2010 (Rowat *et al.* 2011), mientras que 443 individuos fueron foto-identificados frente a Mahe en las Seychelles entre 2001 y 2009 (Rowat *et al.* 2011). Se modeló una parte del set de datos de Seychelles, que comprende registros de 2004 a 2009, para producir una estimación de abundancia de 469 a 557 tiburones de esa área (Brooks *et al.* 2010). Las comparaciones de identidades recolectadas en Seychelles, Djibouti, Tanzania y Mozambique, que comprenden un total de 1,069 tiburones avistados hasta 2009, no encontraron coincidencias entre estos países (Brooks *et al.* 2010). Norman *et al.* (2017) actualizaron estas cifras y encontraron tres coincidencias internacionales (todas entre Mozambique y Tanzania) de 1,098 individuos. También se produce una agregación significativa de tiburones ballena juveniles en el Mar Rojo frente a la costa de Arabia Saudita, con 122 individuos identificados hasta 2013 (J. Cochran, *Pers. comm.*). Se han observado agregaciones de hasta 100 tiburones frente a la costa de Qatar (Robinson *et al.* 2013). Se han identificado ciento seis tiburones alrededor del atolón South Ari en las Maldivas (Riley *et al.* 2010, Davies *et al.* 2012), con una estimación de abundancia modelada de alrededor de 74 a 104 tiburones (Davies *et al.* 2012). Hubo 1,184 avistamientos de tiburones ballena en el Océano Índico registrados en las bitácoras de pesca de los atuneros cerqueros entre 1991 y 2007, y casi todos ellos del Océano Índico occidental (Sequeira *et al.* 2013a).

Se registraron ochenta y dos avistamientos frente a la isla Navidad, Australia, entre 1996 y 2008 (Hobbs *et al.* 2009). Las identificaciones fotográficas de tiburones ballena se remontan a principios de la década de 1990 frente al arrecife Ningaloo en Australia Occidental (Meekan *et al.* 2006; Holmberg *et al.* 2008, 2009). Se identificaron trescientos ochenta y seis tiburones aquí entre 1995 y 2008 (Holmberg *et al.* 2009), con más de 1,000 tiburones identificados para 2015 (Norman *et al.* 2017). Aunque se rastreó a dos tiburones marcados por satélite que se desplazaban desde el arrecife Ningaloo hasta las proximidades de la isla Navidad (Sleeman *et al.* 2010), hasta la fecha no se ha documentado ningún intercambio de tiburones identificados con fotografías (Wild Me 2016). Sin embargo, se registró un tiburón ballena con foto-identificación tanto en Ningaloo como en Borneo (B. Norman, *Unpubl. data*).

La abundancia del tiburón ballena en Ningaloo Reef, Australia, ha sido modelada por dos estudios. Meekan *et al.* (2006) estimaron el tamaño de la superpoblación de 319 a 436 tiburones entre 1992 y 2004. Holmberg *et al.* (2009) estimaron que la abundancia anual variaba entre 86 y 143 tiburones en los años 2004 a 2007, cuando se utilizó la longitud como covariable. La abundancia del tiburón ballena en esta área está correlacionada con el Índice de Oscilación del Sur y 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).

Más de 820 individuos han sido identificados con fotografías en Filipinas (Schleimer *et al.* 2015), con grandes agregaciones registradas alrededor de Donsol (Quiros 2007), Oslob en la isla de Cebú (Araujo *et al.* 2014, Schleimer *et al.* 2015) y Pintuyan en Southern Leyte (Schleimer *et al.* 2015). Excluyendo Filipinas, se han foto identificado 326 tiburones del sudeste asiático (incluidos Camboya, Indonesia, Malasia, Myanmar, Taiwán y ambas costas de Tailandia) agregados a la base de datos global en febrero de 2016 (Wild Me 2016).

En el Pacífico oriental, los tiburones ballena están presentes estacionalmente en pequeñas cantidades alrededor de las islas Darwin y Wolf en el norte del Archipiélago de las Galápagos (Hearn *et al.* 2013). Acuña-Marrero *et al.* (2014) identificaron 82 individuos aquí entre 2011 y 2013 y estimaron un tamaño de población de estudio anual de 695 ± 166 individuos para las Islas Galápagos. Rara vez se observan machos y hembras inmaduras en este lugar, por lo que esta estimación se refiere predominantemente a hembras grandes aparentemente preñadas (Acuña-Marrero *et al.* 2014). Doscientos cincuenta y un tiburones fueron fotografiados en el Golfo de California, México, entre 2003 y 2009: 129 de Bahía de Los Ángeles, 125 de Bahía de La Paz y cantidades menores de otros sitios (Ramírez-Macías *et al.*

2012). Las estimaciones de abundancia modeladas de este conjunto de datos fueron 54 en 2008 y 94 tiburones en 2009 en Bahía de Los Ángeles, y entre 19 y 62 hasta 2005–2009 en Bahía de La Paz (Ramírez-Macías *et al.* 2012). Fuera de estas áreas (Islas Galápagos y México), se han agregado pocos tiburones identificados con fotografías a la base de datos global del Pacífico Oriental (Wild Me 2016). Los observadores de buques atuneros cerqueros informaron sobre veinticinco tiburones ballena en 2014 (Clarke 2015).

Tendencia actual de la población: Disminuyendo

DESCRIPCIÓN DE USOS DE LA ESPECIE:

Los tiburones ballena están sujetos a capturas incidentales por parte de pesquerías de gran y pequeña escala, con cierto comercio nacional e internacional de productos. También son una especie para las industrias del turismo local marino.

La única pesquería dirigida conocida de tiburones ballena que ha existido en el Océano Atlántico se encuentra en Santa Cruz, Cuba, donde se capturaron de 8 a 9 tiburones cada año hasta que la pesquería fue prohibida en 1991 (Graham 2007). Aparte de Venezuela, donde los pescadores arponaban ocasionalmente tiburones ballena (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, y los especímenes de varias toneladas de peso se vendían entre 200 y 300 dólares estadounidenses (Chen & Phipps 2002). No hubo una pesquería objetivo, aunque los tiburones ballena fueron capturados como captura incidental en pesquerías con redes fijas (Chen *et al.* 1997). El tiburón ballena se convirtió en la carne de tiburón más cara disponible en Taiwán en 1997, alcanzando precios de US \$ 13.93/kg (Chen *et al.* 1997). Las capturas disminuyeron después de este máximo, posiblemente debido al agotamiento de las poblaciones locales, a 80–100 tiburones en todo el país cada año después de 1997 (Hsu *et al.* 2012). Sin embargo, el volumen anual de carne de tiburón ballena comercializado fue más del doble entre 1998 y 2000, y 60 t en 2000 (Chen & Phipps 2002). Los estudios de mercado realizados en 2001 indicaron que las capturas no se declaraban en su totalidad en las estadísticas oficiales y que probablemente se estaban importando cantidades importantes de carne a través de canales no oficiales (Chen & Phipps 2002). Tras la introducción de códigos de exportación específicos para la carne de tiburón ballena en 2001, se registraron 2 toneladas de exportaciones (a España) y no se registraron importaciones durante el año siguiente (Chen & Phipps 2002). Un total de 693 tiburones fueron capturados en Taiwán entre 2001 y 2008 (Hsu *et al.* 2012). Las cuotas de captura totales permitidas se redujeron constantemente a cero tiburones entre 2001 y 2007 (Hsu *et al.* 2012). También se observó un pequeño comercio internacional de tiburón ballena vivo en Taiwán (Chen & Phipps 2002), y también está presente en China continental (Li *et al.* 2012).

Antes de la protección del tiburón ballena en India (2001) y Filipinas (1998), la carne de tiburón ballena se exportaba desde esos países a Taiwán (Chen & Phipps 2002). De 1990 a 1997, se capturaron 624–627 tiburones ballena en cuatro de los principales sitios de pesca de Filipinas (Alava *et al.* 2002). También se pensaba que la carne de tiburón ballena de China continental se exportaba ilegalmente al mercado taiwanés (Chen & Phipps 2002). Si bien actualmente el tiburón ballena no es un objetivo en China continental, existe una gran captura incidental, estimada en más de 1,000 individuos por año (Li *et al.* 2012). El tiburón ballena se considera una captura de alto valor en esta pesquería, por lo que puede ser un objetivo activo en el futuro (Li *et al.* 2012). Aunque la especie está técnicamente protegida, las capturas no se controlan y la aplicación es mínima (Li *et al.* 2012). Se ha informado de una reducción en el tamaño medio de los desembarques, de 8.27 m antes de 2004 a 5.5 m entre 2004 y 2007 y 6.3 m entre 2008 y 2011 (Li *et al.* 2012). No está claro si esta aparente disminución en la longitud media de las capturas refleja una disminución en los desembarques de grandes tiburones.

En la década de 1990, las aletas de tiburón ballena se consideraban de bajo valor debido a su mala calidad y la dificultad de preparación (Chen & Phipps 2002). La demanda de aletas en el comercio fue mínima, aunque a veces se vendían como aletas de exhibición o trofeo para restaurantes de sopa de aleta de tiburón (Chen & Phipps 2002). Encuestas más recientes han informado que las aletas de tiburón ballena ahora están exhibiendo precios altos, lo que probablemente resulte en un aumento de la selección (Li *et al.* 2012). Las aletas de tiburón ballena se ven esporádicamente en los mercados de Hong Kong (G. Curtis, *Pers. comm.*), lo que indica que todavía es probable que se produzca comercio internacional de aletas de tiburón ballena.

La pesquería de tiburón ballena en India fue revisada por Akhilesh *et al.* (2012). Una pesquería tradicional de arpón estacional a pequeña escala en la India capturaba al tiburón ballena por su aceite de hígado, que se usaba para impermeabilizar botes. A mediados de la década de 1990, el esfuerzo pesquero aumentó a lo largo de la costa de Gujarat para satisfacer la demanda de aceite, carne y aletas de países de Europa y el sudeste asiático. Desde 1990 hasta 2001, cuando el tiburón ballena se protegió legalmente en aguas territoriales, hubo una pesquería comercial dirigida en Gujarat. Entre 1889 y 1998, se registró el desembarco de 1.974 tiburones en la India. Todavía se producen algunas capturas incidentales tras el cierre de esta pesquería, con 79 desembarques entre 2001 y 2011 (Akhilesh *et al.* 2012).

Una pequeña pesquería oportunista está activa en Omán (D. Robinson, *Pers. comm.*). Se han realizado pesquerías a pequeña escala con arpones y enredos de tiburones ballena en varios otros países, como Irán y Pakistán (Rowat & Brooks 2012). Se desconocen los desembarcos recientes en estas áreas. Los pescadores de las Maldivas solían capturar de 20 a 30 individuos por año para obtener su aceite, pero informaron una disminución de las capturas durante la década de 1980 hasta principios de la de 1990 (Anderson & Ahmed 1993), y la pesquería fue prohibida en 1995. Aunque capturas ocasionales pueden haber continuado después de la protección (Riley *et al.* 2009).

Las industrias turísticas basadas en la observación del tiburón ballena se han desarrollado ahora en varios países o ubicaciones, incluidos Australia, Belice, Cuba, Djibouti, Ecuador, Honduras, Indonesia, Maldivas, México, Mozambique, Omán, Panamá, Filipinas, Santa Elena, Arabia Saudita, Seychelles, Tanzania y Tailandia. Estos varían en tamaño entre un máximo de 24 turistas a la vez en Cuba (Graham 2007), hasta más de 250 operadores turísticos autorizados frente a Quintana Roo en México (Ziegler *et al.* 2012). Graham (2007) proyectó que, a nivel mundial, el turismo del tiburón ballena probablemente valdría más de 42 millones de dólares al año.

PRINCIPALES AMENAZAS ACTUALES Y POTENCIALES

Las principales amenazas para los tiburones ballena incluyen las capturas objetivo, la captura incidental en redes y los choques con barcos. Otras amenazas afectan al tiburón ballena a escala local o regional.

Actualmente, los tiburones ballena se pescan en varios lugares. En el sur de China, la captura comercial a gran escala de tiburones ballena parece estar aumentando (Li *et al.* 2012). Aunque los tiburones ballena no son necesariamente un objetivo, se capturan y retienen de forma rutinaria cuando se los avista (Li *et al.* 2012). En Omán también existe una pesquería oportunista en pequeña escala de tiburones ballena (D. Robinson, *Pers. comm.*).

Los tiburones ballena han sido previamente objeto de pesquerías a gran escala de la India, Filipinas y Taiwán, con cientos de tiburones capturados anualmente en cada país hasta que se implementaron protecciones a nivel de especie (Rowat & Brooks 2012). En las Maldivas se produjo una pesquería dirigida más pequeña hasta que se protegió a los tiburones ballena en 1995 (Anderson & Ahmed 1993). Las mayores reducciones de la subpoblación causada por estas pesquerías se plantearon como un posible factor de disminución de los avistamientos en Tailandia (Theberge & Dearden 2006) y

Australia Occidental (Bradshaw *et al.* 2008). Se ha documentado la captura objetivo ocasional o la captura incidental de tiburones ballena en muchos de los estados de su área de distribución, particularmente donde las redes de enmalle de malla grande son de uso común (Rowat & Brooks 2012).

Los atunes se asocian a menudo con los tiburones ballena, y las pesquerías de atún con redes de cerco utilizan a menudo a los tiburones ballena como indicador de la presencia de atún, incluso colocando redes alrededor de los tiburones (Capietto *et al.* 2014). La mortalidad directa en las pesquerías de cerco parece ser generalmente baja, registrada como 0.91% (uno de 107) y 2.56% (uno de 38) de tiburones donde los observadores informaron sobre el destino en los océanos Atlántico e Índico, respectivamente (Capietto *et al.* 2014). Sin embargo, las tasas de mortalidad estimadas en la pesquería de cerco del Pacífico central occidental fueron más altas: 12% para 2007–2009 y 5% en 2010. Esto se extrapola a una mortalidad total de 56 tiburones en 2009 y 19 en 2010 (Harley *et al.* 2013). Los informes de los observadores sobre la condición de liberación de esta región entre 2010 y 2014 fueron en general consistentes, con un 50–60% de los tiburones rodeados liberados vivos, un 5–10% muriendo y un 30–40% en estado desconocido (Clarke 2015). Suponiendo un resultado deficiente para la última categoría, las mortalidades potenciales en 2014 oscilan entre un mínimo de 11 a 42, con un número más alto posible dependiendo de la supervivencia a más largo plazo de los tiburones liberados vivos (Clarke 2015). Es probable que los datos disponibles sobre el número de tiburones ballena capturados subestimen la captura total (Clarke 2015). La supervivencia a largo plazo de los tiburones ballena liberados de las redes no se ha examinado en esta etapa. Las prácticas comunes de liberación, como ser levantado o remolcado por el pedúnculo caudal, pueden causar estrés, lesiones y posiblemente la muerte a los tiburones.

Las rutas de navegación, que se colocan cerca de las áreas de alimentación del tiburón ballena, pueden crear un riesgo grave de choques con embarcaciones. Los tiburones ballena se alimentan de forma rutinaria en la superficie (Motta *et al.* 2010, Gleiss *et al.* 2013), y las lesiones por hélice se registran comúnmente durante los programas de monitoreo (Rowat *et al.* 2006, Speed *et al.* 2008, Fox *et al.* 2013). Si bien los eventos de mortalidad rara vez se informan en la literatura científica contemporánea, a menudo se observaron en buques de movimiento más lento en el pasado (Gudger 1941). Es probable que los barcos grandes y de movimiento rápido no registren ni notifiquen impactos, y dado que los tiburones ballena generalmente se hunden al morir, es poco probable que se documenten (Speed *et al.* 2008). Las áreas donde los tiburones ballena parecen estar en riesgo particular incluyen los países de arrecifes mesoamericanos en el Caribe Occidental (Graham 2007, R. de la Parra-Venegas *Pers. comm.*) y los estados del Golfo (D. Robinson *Pers. comm.*), donde un se observa una alta frecuencia de lesiones graves producto de hélices.

El turismo inadecuado puede ser una amenaza indirecta para el tiburón ballena en algunas circunstancias (por ejemplo, por interferencia, aglomeración o abastecimiento). Los eventos de contaminación marina que ocurren en los puntos de reunión del tiburón ballena, como el derrame de petróleo de Deepwater Horizon en el Golfo de México en 2010 (Hoffmayer *et al.* 2005, McKinney *et al.* 2012), pueden resultar en mortalidad o desplazamiento de hábitats preferidos. Estas amenazas más locales, así como las posibles preocupaciones futuras, como los impactos del cambio climático (Sequiera *et al.* 2014), deben ser monitoreadas de cerca.

ACCIONES DE PROTECCIÓN

Esta especie tiene registro de presencia en las siguientes áreas de interés

Áreas marinas costeras protegidas (AMCP-MU): No

Monumentos naturales (MN): No

Parques nacionales (PN): No

Parques marinos (PM): No

Reservas forestales (RF): No

Reservas marinas (RM): No

Reservas nacionales (RN): No

Reservas de regiones vírgenes (RV): No

Santuarios de la naturaleza (SN): No

Sitios Ramsar (SR): No

Además, esta especie tiene registro de presencia en las siguientes áreas

Áreas con prohibición de caza: No

Inmuebles fiscales destinados a conservación: No

Reservas de la biosfera: No

Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad: No

Zonas de Interés Turístico (ZOIT): No

Está incluida en la siguiente **NORMATIVA de Chile:** **SI**

- Desde el 2009, el tiburón ballena se encuentra protegido en aguas Chilenas según lo establecido en el Decreto 81-2009, donde se establece una prohibición permanente a la captura con resultado de muerte y la retención de animales vivos en aguas bajo jurisdicción nacional.

Está incluida en los siguientes **convenios internacionales:** **SI**

- El tiburón ballena está incluida en el Anexo I (Especies altamente migratorias) de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (UNCLOS).
- En 1995, se introdujo al tiburón ballena en el Acuerdo de las Naciones Unidas sobre poblaciones de peces transzonales y altamente migratorios.
- En el 1995, la FAO finalizó un Código de conducta para la pesca responsable, y luego en 1998 el Plan de acción internacional para la conservación y ordenación de los tiburones.
- En 1999, el tiburón ballena fue incluido en el Apéndice II de la Convención de Bonn para la Conservación de Especies Migratorias de Animales Silvestres (CMS) en 1999. Esto lo identifica como una especie migratoria cuyo estado de conservación desfavorable se beneficiaría de la implementación de acuerdos cooperativos internacionales.
- En el 2002, el tiburón ballena fue incluido en el Apéndice II de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas (CITES) en 2002, el cual requiere que Estados Parte se aseguren de que las exportaciones vayan acompañadas de permisos basados en evidencia de que los productor comercializados provienen de pesquerías legales y sostenibles.
- Las organizaciones regionales de ordenación pesquera (RFMOs) han prohibido el establecimiento intencional de redes de cerco alrededor del tiburón ballena en el Pacífico oriental, Pacífico central occidental (WCP) y los océanos Índico, aunque todavía no en el Océano Atlántico.
- La Comisión Interamericana del Atún Tropical y la Comisión del Atún del Océano Índico requieren que se sigan las mejores prácticas para la liberación segura de tiburones ballena cuando son rodeados accidentalmente, y los miembros de la Comisión de Pesca del Pacífico Occidental y Central aprobaron directrices similares en 2015.

Está incluida en los siguientes **proyectos de conservación:** No

ESTADOS DE CONSERVACIÓN VIGENTES EN CHILE PARA ESTA ESPECIE

El tiburón ballena ha sido incluido en una serie de convenciones y acuerdos internacionales. El éxito de las acciones acordadas a través de tratados internacionales de vida silvestre y pesquerías depende de la implementación a nivel nacional; en el caso de los tiburones, hasta la fecha estas acciones de seguimiento han faltado seriamente. El tiburón ballena fue una de las primeras especies de tiburones incluidas en varios tratados de vida silvestre. Muchas naciones pesqueras en todo el mundo y la Unión Europea protegen a los tiburones ballena a través de la legislación de conservación de la vida silvestre o aplican cero cuotas bajo las regulaciones de gestión pesquera.

Comentarios sobre estados de conservación sugeridos anteriormente para la especie

n/a

Estado de conservación según UICN=> En Peligro A2bd+4bd ver 3.1

APLICACIÓN DE LOS CRITERIOS UICN (VERSION 3.1) A LOS DATOS DE LA ESPECIE

ANTECEDENTES DE REDUCCIÓN DEL TAMAÑO POBLACIONAL (Criterio A): Refiérase específicamente a si las causas de la reducción poblacional son o no reversibles, si han cesado o no, si las causas de la reducción son o no conocidas, si la reducción que se proyecta se infiere o se sospecha será alcanzada en un futuro (con un máximo de 100 años) o si dicha reducción comenzó en el pasado. Indique si la constatación de la reducción del tamaño poblacional observada, estimada, inferida o sospechada corresponde a una a) Observación directa; está dada por b) Índice de abundancia; corresponde a c) Reducción de área de ocupación (AOO), extensión de la presencia (EOO) y/o calidad del hábitat o se ha producido e) Como consecuencia de especies exóticas invasoras (hibridación, patógenos, contaminantes, competencia o parásitos).

Reversibilidad de las causas de la reducción del tamaño poblacional:

Las causas son:	SI	NO	Justificación
Reversibles	x		En todas las regiones, se estimó que el tiburón ballena está disminuyendo en todos los océanos. Sin embargo, se espera que tomando las medidas adecuadas de manejo pesquero y respetándose los acuerdos internacionales su situación pueda cambiar.
Han cesado		x	A pesar de los esfuerzos internacionales, el tiburón ballena se sigue capturando fuertemente a nivel mundial como captura objetivo e incidental en variadas pesquerías. Además, el tiburón ballena es extremadamente grande y llamativa, lo que hace que su situación se agrave producto de choques con embarcaciones y turismo sin un adecuado manejo.
Son conocidas	x		Las fuentes de mortalidad se encuentran descritas y vigentes.

La reducción del tamaño poblacional es:	SI	Justificación
Ocurrida en el pasado (A1 ó A2)	x	En la mayor parte de su área de distribución, las poblaciones de tiburón ballena parecen estar en declive, debido a la pesca objetivo e incidental. En el Indo-Pacífico, se infiere una reducción de la población del 63% durante las últimas tres generaciones (75 años), y en el Atlántico se infiere una reducción de la población de más del 30%. Combinando datos de ambas regiones, es probable que la población mundial de tiburones ballena haya disminuido en >50% durante los últimos 75 años.
Sólo se proyecta para el futuro (A3)		
Ocurre desde el pasado y además se proyecta hacia el futuro, hasta 100 años (A4)	x	Se sabe que las poblaciones de tiburón ballena siguen disminuyendo. Dentro de las principales amenazas para los tiburones ballena incluyen las capturas objetivo, la captura incidental en redes y los choques con barcos; Sin embargo, existen otras como el turismo y el calentamiento global. Las industrias turísticas basadas en la observación del tiburón ballena se han desarrollado y siguen desarrollándose en varios países y ubicaciones, y se estima que probablemente valdría más de 42 millones de dólares al año. Se cree que el cambio de la temperatura del agua podría afectar las preferencias de hábitat del tiburón ballena.

La reducción se estima a partir de:	SI	Justificación
Observación directa (a)		
Por un Índice de abundancia (b)	x	Para el 2016 había 7,011 tiburones registrados en una base de datos global de avistamientos de tiburones ballena; Sin embargo, esto representa un número mínimo de tiburones vivos durante este

		período. Estudios genéticos estimaron que el tamaño actual de la población genética efectiva sería de 103,572–238,000 tiburones; Sin embargo, la falta de conocimiento sobre las tasas de mutación específicas de la especie significa que estas estimaciones no deben utilizarse con fines de gestión.
Reducción de área de ocupación (AOO), extensión de la presencia (EOO) y/o calidad del hábitat (c)		
Niveles de explotación reales o potenciales (d)	x	Los tiburones ballena están sujetos a capturas incidentales por parte de pesquerías de gran y pequeña escala, con cierto comercio nacional e internacional de productos, especialmente de sus aletas. También son una especie para las industrias del turismo local marino. una demanda constante de aletas debido a su alto valor.
Producida como consecuencia de especies exóticas invasoras (hibridación, patógenos, contaminantes, competencia o parásitos) (e)		

Tiempo generacional: 25 años

Los datos de edad y crecimiento del tiburón ballena son escasos. Los pocos estudios que se han realizado en este ámbito estuvieron limitados por pequeños tamaños de muestras y por ser, en su mayoría, individuos juveniles (Wintner 2000, Hsu *et al.* 2014). Hsu *et al.* (2014) concluyó que es probable que la deposición de bandas de crecimiento sea bianual y, basándose en esto, estimaron que los tiburones machos comienzan a madurar a los ~17 años y las hembras a los 19–22 años en el Indo-Pacífico. Sin embargo, la validación a través de estudios de crecimiento silvestre es importante para confirmar estos resultados. Basándose en estos resultados, se estima que el tiempo generacional para el tiburón ballena sería de 25 años.

Conclusión de la aplicación del Criterio A:

- Existen evidencias documentadas que permiten la aplicación del Criterio A.
- El tiburón ballena se sigue capturando a nivel mundial como captura objetivo e incidental en variadas pesquerías. La especie es retenida por el alto valor de su carne y aletas.
- El éxito de las acciones acordadas a través de tratados internacionales de vida silvestre y pesca depende de la implementación a nivel nacional; en el caso de los tiburones, hasta la fecha estas acciones de seguimiento han faltado seriamente. Aunque la especie está técnicamente protegida, las capturas no se controlan y la aplicación es mínima.
- Dados los niveles de explotación pesquera en gran parte de su rango de distribución, se sospecha que su población global ha sufrido una reducción >50% durante tres períodos generacionales (75 años).

ANTECEDENTES SOBRE DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA (Criterio B)

(B1) Extensión de la Presencia en Chile (km²)=>
No aplica³

(B2) Área de ocupación en Chile (km²)=>
No aplica³

³ No existen suficientes registros para el cálculo de la Extensión de la Presencia en Chile o el Área de ocupación en Chile

Describa el método de cálculo del área de ocupación: Registros de observaciones documentadas a través del sistema GeoCAT (Geospatial Conservation Assessment Tool), disponible en <http://geocat.kew.org/>

a) Subcriterio a: Señale y documente la condición de fragmentación o el número de localidades; entregue antecedentes que permitan determinar si la población está severamente fragmentada y justifique. Señale el número de localidades conocidas, identifíquelas y justifique la amenaza que las define.

Localidades conocidas:

N°	Localidad	Amenaza que la define
1	Isla de Pascua	Mortalidad por pesca

Condición de fragmentación:

1) distancia mínima para considerar dos poblaciones aisladas (señalar supuestos):
Sin información
2) número mínimo de individuos maduros para una población viable (señalar supuestos):
Sin información
3) % de la población que está en un hábitat fragmentado (indicar forma de cálculo):
Sin información

b) Subcriterio b: Señale y justifique la disminución continua observada, estimada, inferida o sospechada de Extensión de la Presencia (i), Área de ocupación (ii), Área de Extensión y/o Calidad del hábitat (iii), número de localidades o subpoblaciones (iv), número de individuos maduros (v)

Sin información

c) Subcriterio c: Señale y justifique fenómenos de fluctuaciones extremas: en Extensión de la Presencia (i), Área de ocupación (ii), Número de localidades o subpoblaciones (iii), Número de individuos maduros (iv)

Sin información

Conclusión de la aplicación del Criterio B:

- No existe información que permita utilizar el criterio B.

ANTECEDENTES SOBRE TAMAÑO POBLACIONAL Y DISMINUCIÓN (Criterio C):

Número de individuos maduros (supuestos): no disponible

Tiempo generacional (supuestos): 25 años (ver Criterio A)

Estimación (observada, estimada o proyectada) de una disminución continua (documente los antecedentes). Señale los supuestos para este análisis.

Sin información

Número y/o porcentaje de individuos maduros en cada subpoblación (señale el número de subpoblaciones conocidas, nómbrelas geográficamente).

Sin información

Fluctuaciones extremas de individuos maduros (justificación)

Sin información

Conclusión de la aplicación del Criterio C:

- No existe información que permita utilizar el criterio C.

ANTECEDENTES SOBRE POBLACIÓN PEQUEÑA O MUY RESTRINGIDA (Criterio D)

Número de Individuos maduros (supuestos): Sin información

Área Ocupación: Sin información

Número de localidades (Refiérase a la tabla del criterio B): Información incompleta sobre el número de localidades donde reside la especie

Amenazas en esas localidades: La especie es capturada de forma regular por pescadores artesanales e industriales a lo largo de su distribución geográfica y batimétrica.

Conclusión de la aplicación del Criterio D:

- No existe información que permita utilizar el criterio.

ANÁLISIS CUANTITATIVO DE VIABILIDAD POBLACIONAL (Criterio E)

Describa el análisis de viabilidad poblacional realizado

No disponible.

Conclusión de la aplicación del Criterio E:

- No existe información que permita utilizar el criterio E

Sitios Web que incluyen esta especie:

LINK a páginas WEB de interés	https://shark-references.com/species/view/ Rhincodon-typus
Descripción link	Antecedentes taxonómicos sobre la especie
LINK a páginas WEB de interés	https://www.iucnredlist.org/species/19488/2365291
Descripción link	Ficha de evaluación en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la IUCN
Videos	Sin información
Descripción video	Sin información
Audio	Sin información
Descripción video	Sin información

Bibliografía citada:

- Aca, E.Q. & 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.
- Acuña-Marrero, D., Jiménez, J., Smith, F., Doherty, P.F., Jr., Hearn, A., Green, J.R., Parades-Jarrin, J. & Salinas-de-Leon, P. (2014). Whale shark (*Rhincodon typus*) seasonal presence, residence time and hábitat use at Darwin Island, Galapagos Marine Reserve. *PLoS ONE* 9, e102060.
- Afonso, P., McGinty, N. & Machete, M. (2014). Dynamics of whale shark occurrence at their fringe oceanic habitat. *PloS ONE* 9, e102060.
- Akhilesh, K.V., Shanis, C.P.R., White, W.T., Manjebayakath, H., Bineesh, K.K., Ganga, U., Abdussamad, E.M., Gopalakrishnan, A. & 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.
- Alava, M.N.R., Dolumbaló, E.R.Z., Yaptinchay, A.A. & 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.
Anderson, R.C. & Ahmed, H. (1993). <i>The shark fisheries in the Maldives</i> . FAO, Rome, and Ministry of Fisheries, Male, Maldives.
Araujo, G., Lucey, A., Labaja, J., So, C.L., Snow, S. & Ponzo, A. (2014). Population structure and residency patterns of whale sharks, <i>Rhincodon typus</i> , at a provisioning site in Cebu, Philippines. <i>PeerJ</i> 2, e543.
Arzoumanian, Z., Holmberg, J. & Norman, B. (2005). An astronomical pattern-matching algorithm for computer-aided identification of whale sharks <i>Rhincodon typus</i> . <i>Journal of Applied Ecology</i> 42, 999–1011.
Beckley, L.E., Cliff, G., Smale, M.J. & Compagno, L.J.V. (1997). Recent strandings and sightings of whale sharks in South Africa. <i>Environmental Biology of Fishes</i> 50, 343–348.
Borrell, A., Aguilar, A., Gazo, M., Kumarran, R.P. & Cardona, L. (2011). Stable isotope profiles in whale shark (<i>Rhincodon typus</i>) suggest segregation and dissimilarities in the diet depending on sex and size. <i>Environmental Biology of Fishes</i> 92, 559–567.
Bradshaw, C.J., Fitzpatrick, B.M., Steinberg, C.C., Brook, B.W. & 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. <i>Biological Conservation</i> 141, 1894–1905.
Brooks, K., Rowat, D., Pierce, S.J., Jouannet, D. & Vely, M. (2010). Seeing spots: photo-identification as a regional tool for whale shark identification. <i>Western Indian Ocean Journal of Marine Science</i> 2, 185–194.
Brunnschweiler, J.M. & Sims, D.W. (2011). Diel oscillations in whale shark vertical movements associated with meso-and bathypelagic diving. <i>American Fisheries Society Symposium</i> 76, 1–14.
Cagua, E.F., Cochran, J.E.M., Rohner, C.A., Prebble, C.E.M., Sinclair-Taylor, T.H., Pierce, S.J. & Berumen, M.L. (2015). Acoustic telemetry reveals cryptic residency of whale sharks. <i>Biology Letters</i> 11, 20150092.
Capietto, A., Escalle, L., Chavance, P., Dubroca, L., Delgado de Molina, A., Murua, H., Floch, L., Damiano, A., Rowat, D & Merigot, B. (2014). Mortality of marine megafauna induced by fisheries: Insights from the whale shark, the world's largest fish. <i>Biological Conservation</i> 174, 147–151.
Castro, A.L.F., Stewart, B.S., Wilson, S.G., Hueter, R.E., Meekan, M.G., Motta, P.J., Bowen, B.W. & Karl, S.A. (2007). Population genetic structure of Earth's largest fish, the whale shark (<i>Rhincodon typus</i>). <i>Molecular Ecology</i> 16, 5183–5192.
Chen, C.T., Liu, K.M. & Joung, S.J. (1997). Preliminary report on Taiwan's whale shark fishery. <i>TRAFFIC Bulletin</i> 17, 53–57.
Chen, V.Y. & Phipps, M.J. (2002). Management and trade of whale sharks in Taiwan. TRAFFIC East Asia, Taipei, Taiwan.
CITES. (2002). CITES Appendix II nomination of the whale shark, <i>Rhincodon typus</i> . 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. & Peddemors, V.M. (2007). Aerial census of whale sharks (<i>Rhincodon typus</i>) on the northern KwaZulu-Natal coast, South Africa. <i>Fisheries Research</i> 84, 41–46.
Colman, J. (1997). A review of the biology and ecology of the whale shark. <i>Journal of Fish Biology</i> 51, 1219–1234.
Davies, T.K., Stevens, G., Meekan, M.G., Struve, J. & Rowcliffe, J.M. (2012). Can citizen science monitor whale-shark aggregations? Investigating bias in mark – recapture modelling using identification photographs sourced from the public. <i>Wildlife Research</i> 39, 696–704.
De la Parra Venegas, R., Hueter, R., González Cano, J., Tyminski, J., Gregorio Remolina, J., Maslanka, M., Ormos, A., Weigt, L., Carlson, B. & Dove, A. (2011). An unprecedented aggregation

of whale sharks, <i>Rhincodon typus</i> , in Mexican coastal waters of the Caribbean Sea. <i>PloS One</i> 6, e18994.
Duffy, C.A.J. (2002). Distribution, seasonality, lengths, and feeding behaviour of whale sharks (<i>Rhincodon typus</i>) observed in New Zealand waters. <i>New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research</i> 36, 565–570.
Eckert, S.A. & Stewart, B.S. (2001). Telemetry and satellite tracking of whale sharks, <i>Rhincodon typus</i> , in the Sea of Cortez, Mexico, and the north Pacific Ocean. <i>Environmental Biology of Fishes</i> 60, 299–308.
Fox, S., Foisy, I., De La Parra Venegas, R., Galván Pastoriza, B.E., Graham, R.T., Hoffmayer, E.R., Holmberg, J. & Pierce, S.J. (2013). Population structure and residency of whale sharks <i>Rhincodon typus</i> at Utila, Bay Islands, Honduras. <i>Journal of Fish Biology</i> 83, 574–587.
Gifford, A., Compagno, L.J.V. & Levine, M. (2001). Aerial surveys of whale sharks (<i>Rhincodon typus</i>) off the east coast of southern Africa from 1993 to 1998. Report to the Shark Research Institute, Princeton.
Gleiss, A.C., Wright, S., Liebsch, N., Wilson, R.P. & Norman, B. (2013). Contrasting diel patterns in vertical movement and locomotor activity of whale sharks at Ningaloo Reef. <i>Marine Biology</i> 160, 2981–2992.
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. <i>Gulf and Caribbean Research</i> 19, 149–159.
Graham, R.T. & Roberts, C.M. (2007). Assessing the size, growth rate and structure of a seasonal population of whale sharks (<i>Rhincodon typus</i> Smith 1828) using conventional tagging and photo identification. <i>Fisheries Research</i> 84, 71–80.
Gudger, E.W. (1941). The whale shark unafraid: The greatest of the sharks, <i>Rhineodon typus</i> , fears not shark, man nor ship. <i>The American Naturalist</i> 75, 550–568.
Harley, S., Williams, P. & 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.
Hazin, F.H.V., Vaske Júnior, T., Oliveira, P.G., Macena, B.C.L. & Carvalho, F. (2008). Occurrences of whale shark (<i>Rhincodon typus</i> Smith, 1828) in the Saint Peter and Saint Paul archipelago, Brazil. <i>Brazilian Journal of Biology</i> 68, 385–389.
Hearn, A.R., Green, J.R., Espinoza, E., Peñaherrera, C., Acuña, D. & Klimley, P.A. (2013). Simple criteria to determine detachment point of towed satellite tags provide first evidence of return migrations of whale sharks (<i>Rhincodon typus</i>) at the Galapagos Islands, Ecuador. <i>Animal Biotelemetry</i> 1, 11.
Hobbs, J.A., Frisch, A.J., Hamanaka, T., McDonald, C.A., Gilligan, J.J. & Neilson, J. (2009). Seasonal aggregation of juvenile whale sharks (<i>Rhincodon typus</i>) at Christmas Island, Indian Ocean. <i>Coral Reefs</i> 28, 577.
Hoffmayer, E.R., Franks, J.S. & Shelley, J.P. (2005). Recent observations of the whale shark (<i>Rhincodon typus</i>) in the northcentral Gulf of Mexico. <i>Gulf and Caribbean Research</i> 17, 117–120.
Holmberg, J., Norman, B. & Arzoumanian, Z. (2008). Robust, comparable population metrics through collaborative photo-monitoring of whale sharks <i>Rhincodon typus</i> . <i>Ecological Applications</i> 18, 222–233.
Holmberg, J., Norman, B. & Arzoumanian, Z. (2009). Estimating population size, structure, and residency time for whale sharks <i>Rhincodon typus</i> through collaborative photo-identification. <i>Endangered Species Research</i> 7, 39–53.
Hsu, H.H., Joung, S.J. & Liu, K. (2012). Fisheries, management and conservation of the whale Shark <i>Rhincodon typus</i> in Taiwan. <i>Journal of Fish Biology</i> 80, 1595–1607.
Hsu, H.H., Joung, S.J., Hueter, R.E. & Liu, K.M. (2014). Age and growth of the whale shark (<i>Rhincodon typus</i>) in the north-western Pacific. <i>Marine and Freshwater Research</i> 65, 1145–1154.
Hueter, R.E., Tyminski, J.P. & de la Parra, R. (2013). Horizontal movements, migration patterns, and population structure of whale sharks in the Gulf of Mexico and northwestern Caribbean Sea. <i>PloS ONE</i> 8, e71883.

Huveneers, C., Stead, J., Bennett, M.B., Lee, K.A. & Harcourt, R.G. (2013). Age and growth determination of three sympatric wobbegong sharks: How reliable is growth band periodicity in Orectolobidae? <i>Fisheries Research</i> 147, 413–425.
Iwasaki, Y. (1970). On the distribution and environment of the whale shark, <i>Rhincodon typus</i> , in skipjack fishing grounds in the western Pacific Ocean. Journal of the College of Marine Science and Technology. Tokai University Press, Tokyo.
Joung, S.J., Chen, C.T., Clark, E., Uchida, S. & Huang, W.Y.P. (1996). The whale shark, <i>Rhincodon typus</i> , is a livebearer: 300 embryos found in one 'megamamma' supreme. <i>Environmental Biology of Fishes</i> 46, 219–223.
Ketchum, J.T., Galván-Magaña, F. & Klimley, A.P. (2012). Segregation and foraging ecology of whale sharks, <i>Rhincodon typus</i> , in the southwestern Gulf of California. <i>Environmental Biology of Fishes</i> 96, 779–795.
Li, W., Wang, Y. & Norman, B. (2012). A preliminary survey of whale shark <i>Rhincodon typus</i> catch and trade in China: an emerging crisis. <i>Journal of Fish Biology</i> 80, 1608–1618.
Marshall, A.D. & Pierce, S.J. (2012). The use and abuse of photographic identification in sharks and rays. <i>Journal of Fish Biology</i> 80, 1361–1379.
Mau, R. & 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.
McKinney, J., Hoffmayer, E., Wu, W., Fulford, R. & Hendon, J. (2012). Feeding habitat of the whale Shark <i>Rhincodon typus</i> in the northern Gulf of Mexico determined using species distribution modelling. <i>Marine Ecology Progress Series</i> 458, 199–211.
Meekan, M.G., Bradshaw, C.J.A., Press, M., Mclean, C., Richards, A., Quasnichka, S. & Taylor, J.G. (2006). Population size and structure of whale sharks <i>Rhincodon typus</i> at Ningaloo Reef, Western Australia. <i>Marine Ecology Progress Series</i> 319, 275-285.
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. & Zeigler, L.D. (2010). Feeding anatomy, filter-feeding rate, and diet of whale sharks <i>Rhincodon typus</i> during surface ram filter feeding off the Yucatan Peninsula, Mexico. <i>Zoology</i> 113, 199–212.
Norman, B.M. & Stevens, J.D. (2007). Size and maturity status of the whale shark (<i>Rhincodon typus</i>) at Ningaloo Reef in Western Australia. <i>Fisheries Research</i> 84, 81–86.
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. & Morgan, D.L. (2017). Understanding constellations: 'citizen scientists' elucidate the global biology of a threatened marine mega-vertebrate. <i>Bioscience</i> 67, 1029–1043.
Pierce, S.J. & Norman, B. (2016). <i>Rhincodon typus</i> . The IUCN Red List of Threatened Species 2016, e.T19488A2365291.
Quiros, A.L. (2007). Tourist compliance to a Code of Conduct and the resulting effects on whale Shark (<i>Rhincodon typus</i>) behavior in Donsol, Philippines. <i>Fisheries Research</i> 84, 102–108.
Ramírez-Macías, D., Meekan, M., de la Parra-Venegas, R., Remolina-Suárez, F., Trigo-Mendoza, M. & Vázquez-Juárez, R. (2012). Patterns in composition, abundance and scarring of whale sharks <i>Rhincodon typus</i> near Holbox Island, Mexico. <i>Journal of Fish Biology</i> 80, 1401–1416.
Riley, M., Hale, M., Harman, A. & Rees, R. (2010). Analysis of whale shark <i>Rhincodon typus</i> aggregations near South Ari Atoll, Maldives Archipelago. <i>Aquatic Biology</i> 8: 145–150.
Riley, M.J., Harman, A. & Rees, R.G. (2009). Evidence of continued hunting of whale sharks <i>Rhincodon typus</i> in the Maldives. <i>Environmental Biology of Fishes</i> 86: 371–374.
Robinson, D. P., Jaidah, M. Y., Bach, S., Lee, K., Jabado, R. W., Rohner, C. A., March A., Caprodossi S., Henderson A.C., Mair J.M., Ormond R. & Pierce, S.J. (2016). Population structure, abundance and movement of whale sharks in the Arabian Gulf and the Gulf of Oman. <i>PLoS ONE</i> 11, e0158593.

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. & Ormond, R.F.G. (2013). Whale sharks, <i>Rhincodon typus</i> , aggregate around offshore platforms in Qatari waters of the Arabian Gulf to feed on fish spawn. <i>PLoS ONE</i> 8, e58255.
Rohner, C.A., Couturier, L.I.E., Richardson, A.J., Pierce, S.J., Prebble, C.E.M., Gibbons, M.J. & Nichols, P.D. (2013). Diet of whale sharks <i>Rhincodon typus</i> inferred from stomach content and signature fatty acid analyses. <i>Marine Ecology Progress Series</i> 493, 219–235.
Rohner, C.A., Richardson, A.J., Prebble, C.E.M., Marshall, A.D., Bennett, M.B., Weeks, S.J., Cliff, G., Wintner, S.P. & Pierce, S.J. (2015). Laser photogrammetry improves size and demographic estimates for whale sharks. <i>PeerJ</i> 3, e886.
Romero, A., Agudo, A.I. & Salazar, C. (2000). Whale Shark records and conservation status in Venezuela. <i>Biodiversity</i> 1, 11–15.
Rowat, D. & Brooks, K.S. (2012). A review of the biology, fisheries and conservation of the whale Shark <i>Rhincodon typus</i> . <i>Journal of Fish Biology</i> 80, 1019–1056.
Rowat, D., Brooks, K., March, A., McCarten, C., Jouannet, D., Riley, L., Jeffreys, G., Perri, M., Vely, M. & Pardigon, B. (2011). Long-term membership of whale sharks (<i>Rhincodon typus</i>) in coastal aggregations in Seychelles and Djibouti. <i>Marine and Freshwater Research</i> 62, 621–627.
Rowat, D., Meekan, M.G., Engelhardt, U., Pardigon, B. & Vely, M. (2006). Aggregations of juvenile whale sharks (<i>Rhincodon typus</i>) in the Gulf of Tadjoura, Djibouti. <i>Environmental Biology of Fishes</i> 80, 465–472.
Rowat, D., Speed, C.W., Meekan, M.G., Gore, M.A. & Bradshaw, C.J.A. (2009). Population abundance and apparent survival of the vulnerable whale shark <i>Rhincodon typus</i> in the Seychelles aggregation. <i>Oryx</i> 43, 591–598.
Schleimer, A., Araujo, G., Penketh, L., Heath, A., McCoy, E., Labaja, J., Lucey, A. & Ponzio, A. (2015). Learning from a provisioning site: code of conduct compliance and behaviour of whale sharks in Oslob, Cebu, Philippines. <i>PeerJ</i> 3, e1452.
Schmidt, J.V., Chen, C.C., Sheikh, S.I., Meekan, M.G., Norman, B.M. & Joung, S.J. (2010). Paternity analysis in a litter of whale shark embryos. <i>Endangered Species Research</i> 12, 117–124.
Schmidt, J.V., Schmidt, C.L., Ozer, F., Ernst, R.E., Feldheim, K.A, Ashley, M.V. & Levine, M. (2009). Low genetic differentiation across three major ocean populations of the whale shark, <i>Rhincodon typus</i> . <i>PLoS ONE</i> 4, e4988.
Sequeira, A., Mellin, C., Rowat, D., Meekan, M.G. & Bradshaw, C.J.A. (2012). Ocean-scale prediction of whale shark distribution. <i>Diversity and Distributions</i> 18, 504–518.
Sequeira, A.M.M., Mellin, C. & Floch, L. (2014). Inter-ocean asynchrony in whale shark occurrence patterns. <i>Journal of Experimental Marine Biology and Ecology</i> 450, 21–29.
Sequeira, A.M.M., Mellin, C., Delean, S., Meekan, M.G. & Bradshaw, C.J.A. (2013a). Spatial and temporal predictions of inter-decadal trends in Indian Ocean whale sharks. <i>Marine Ecology Progress Series</i> 478, 185–195.
Sequeira, A.M.M., Mellin, C., Fordham, D.A., Meekan, M.G. & Bradshaw, C.J.A. (2014). Predicting current and future global distributions of whale sharks. <i>Global Change Biology</i> 20, 778–789.
Sequeira, A.M.M., Mellin, C., Meekan, M.G., Sims, D.W. & Bradshaw, C.J.A. (2013b). Inferred global connectivity of whale shark <i>Rhincodon typus</i> populations. <i>Journal of Fish Biology</i> 82, 367–389.
Sleeman, J.C., Meekan, M.G., Wilson, S.G., Polovina, J.J., Stevens, J.D., Boggs, G.S. & Bradshaw, C.J.A. (2010). To go or not to go with the flow: Environmental influences on whale shark movement patterns. <i>Journal of Experimental Marine Biology and Ecology</i> 390, 84–98.
Speed, C.W., Meekan, M.G., Rowat, D., Pierce, S.J., Marshall, A.D. & Bradshaw, C.J.A. (2008). Scarring patterns and relative mortality rates of Indian Ocean whale sharks. <i>Journal of Fish Biology</i> 72, 1488–1503.
Taylor, J.G. (1994). Whale Sharks, the Giants of Ningaloo Reef. Harper Collins, Australia.
Theberge, M.M. & Dearden, P. (2006). Detecting a decline in whale shark <i>Rhincodon typus</i> sightings in the Andaman Sea, Thailand, using ecotourist operator-collected data. <i>Oryx</i> 40, 337–342.
Tomita, T., Kawai, T., Matsubara, H. & Kobayashi, M. (2014). Northernmost record of a whale Shark <i>Rhincodon typus</i> from the Sea of Okhotsk. <i>Journal of Fish Biology</i> 84, 243–246.

Turnbull, S.D. & Randell, J.E. (2006). Rare occurrence of a <i>Rhincodon typus</i> (whale shark) in the Bay of Fundy, Canada. <i>Northeastern Naturalist</i> 13: 57-58.
Tyminski, J.P., de la Parra-Venegas, R., González Cano, J. & Hueter, R.E. (2015). Vertical movements and behavior of whale sharks as revealed by pop-up satellite tags in the eastern Gulf of Mexico. <i>PLoS ONE</i> 10, e0142156.
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. & Planes, S. (2014). Genetic structure of populations of whale sharks among ocean basins and evidence for their historic rise and recent decline. <i>Molecular Ecology</i> 23, 2590–2601.
Wild Me. (2016). Wildbook for Whale Sharks. Available at: http://www.whaleshark.org .
Wilson, S.G., Taylor, J.G. & Pearce, A.F. (2001). The seasonal aggregation of whale sharks at Ningaloo Reef, Western Australia: currents, migrations and the El Niño/Southern Oscillation. <i>Environmental Biology of Fishes</i> 61, 1–11.
Wintner, S.P. (2000). Preliminary study of vertebral growth rings in the whale shark, <i>Rhincodon typus</i> , from the east coast of South Africa. <i>Environmental Biology of Fishes</i> 59, 441–451.
Wolfson, F.W. (1986). Occurrences of the whale shark, <i>Rhincodon typus</i> , 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. & Rollins, R. (2012). But are tourists satisfied? Importance-performance análisis of the whale shark tourism industry on Isla Holbox, Mexico. <i>Tourism Management</i> 33, 692–701.

ANTECEDENTES ADJUNTOS
Se adjunta la evaluación de la especie por parte de la Lista Roja de Especies Amenazadas de la IUCN (original en PDF): EN Rhincodon typus_IUCN.pdf
EXPERTO Y CONTACTO
Dr. Carlos Bustamante (carlos.bustamante@uantof.cl) Profesor, Laboratorio de Biología Pesquera, Instituto de Ciencias Naturales Alexander von Humboldt. Universidad de Antofagasta (Chile). Director Regional del Grupo de Expertos de Tiburones, IUCN SSC Shark Specialist Group.

Autores de esta ficha:
Dr. Carlos Bustamante (carlos.bustamante@uantof.cl) Dr. Carolina Vargas-Caro (c.vargascaro@challwa.org) Laboratorio de Biología Pesquera CHALLWA, Instituto de Ciencias Naturales Alexander von Humboldt. Universidad de Antofagasta (Chile).

Anexo de Fotografías

NOMBRE CIENTÍFICO:

Rhincodon typus Smith, 1828

NOMBRE COMÚN:

Tiburón Ballena (Español), Whale Shark



Ejemplar de *Rhincodon typus* observado en Isla de Pascua, Chile.
Fotografía: Mata Salinas, iNaturalist.



Detalle frontal de la cabeza de *Rhincodon typus* observado en Isla de Pascua, Chile.
Fotografía: Mata Salinas, iNaturalist.



Ejemplar de *Rhincodon typus* observado en Indonesia
Fotografía: Khaichuin Sim, iNaturalist.