



Distr. LIMITADA

UNEP(DEPI)/CAR WG.43/INF.19

19 de enero de 2023

Original: INGLÉS

Décima Reunión del Comité Asesor Científico y Técnico (STAC) del Protocolo Relativo a las Áreas y Flora y Fauna Silvestres Especialmente Protegidas (SPAW) en la Región del Gran Caribe

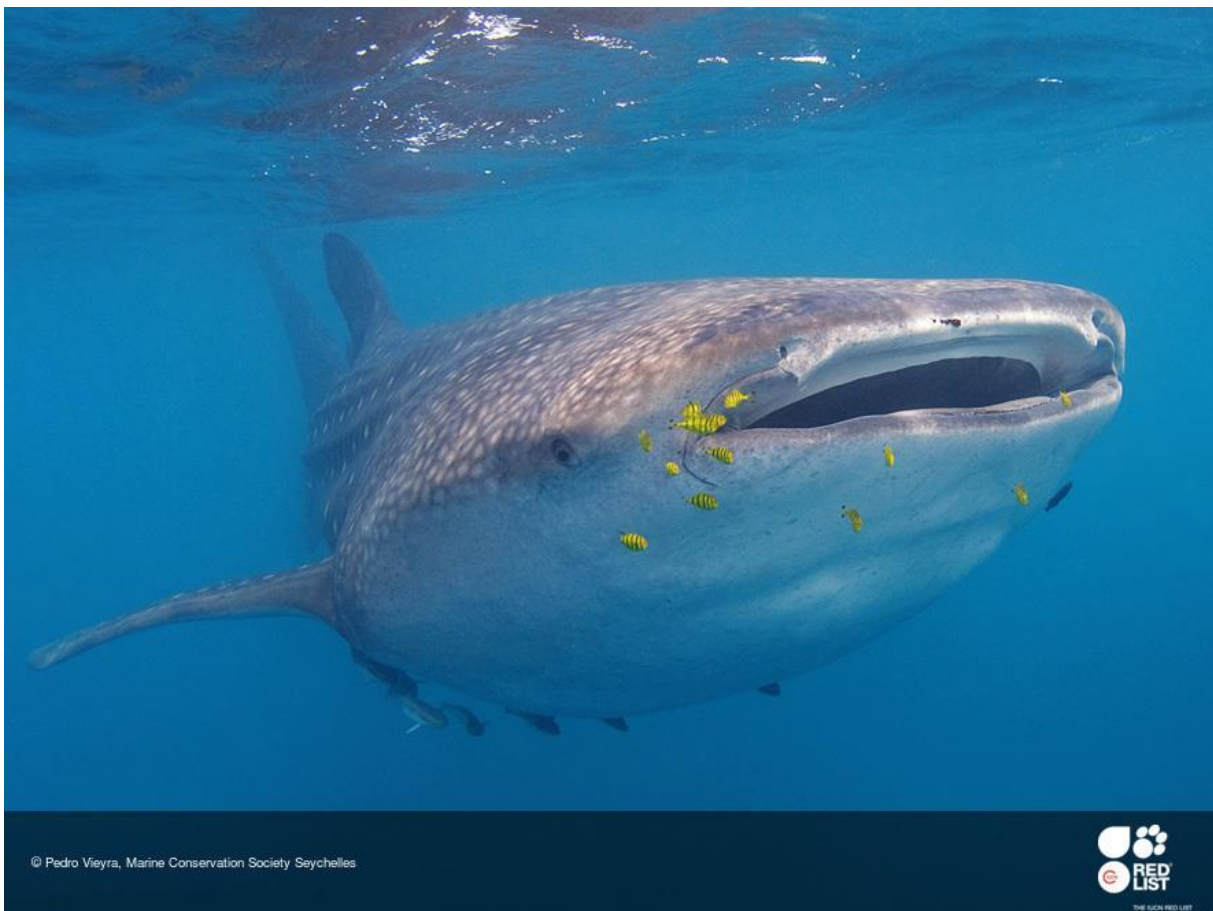
Reunión virtual, 30 de enero de 2023 al 1 de febrero de 2023

Propuesta de la República de Francia y el Reino de los Países Bajos para transferir el tiburón ballena *Rhincodon typus* del anexo III al anexo II del Protocolo SPAW

Esta reunión se convoca virtualmente. Se ruega a los delegados que accedan a todos los documentos de la reunión por vía electrónica para descargarlos cuando sea necesario

*Este documento ha sido reproducido sin edición formal.

Propuesta de la República de Francia y el Reino de los Países Bajos para transferir el tiburón ballena *Rhincodon typus* del anexo III al anexo II del Protocolo relativo a las Áreas y a la Flora y Fauna Silvestres Especialmente Protegidas (Protocolo SPAW).



Del sitio web de la lista roja de la UICN <https://www.iucnredlist.org/species/19488/2365291>

Índice

I.	REQUISITOS DE NOMINACIÓN	4
II.	REQUISITOS DE NOMINACIÓN FUNDAMENTADOS PARA RESPALDAR LA INCLUSIÓN EN EL ANEXO II	5
A.	Artículo 19 (3) (a), – Nombre científico y común de las especies	5
B.	Artículo 19 (3) (b) - Poblaciones estimadas de las especies y su distribución geográfica	9
C.	Artículo 19 (3) (c) - Situación de la protección legal en relación con las leyes o reglamentos nacionales pertinentes	11
D.	Artículo 19 (3) (d) - Interacciones ecológicas con otras especies y necesidades específicas del hábitat	14
E.	Artículo 19 (3) (e) - Planes de gestión y recuperación de especies en peligro de extinción y amenazadas	15
F.	Artículo 19 (3) (g) - Amenazas a las especies protegidas, sus hábitats y sus ecosistemas asociados, especialmente las amenazas que se originen fuera de la jurisdicción de la Parte	17
III.	CONCLUSIÓN	20
	ANEXO 2: AGRADECIMIENTOS	22
	Referencias	23

I. Requisitos de nominación

1. Los requisitos con respecto a la nominación de especies se establecen en los Artículos 11 y 19 del Protocolo relativo a las Áreas y a la Flora y Fauna Silvestres Especialmente Protegidas (SPAW), y en las directrices y criterios adoptados por las Partes de conformidad con el Artículo 21. Los procedimientos para enmendar los anexos, recogidos en el apartado 4 del Artículo 11, establecen que «Cualquier Parte podrá nominar una especie de flora o de fauna amenazada o en peligro de extinción para su inclusión o supresión en estos Anexos», y que, después de la revisión y evaluación por el Comité Asesor Científico y Técnico, las Partes revisarán las nominaciones, las pruebas documentales y los informes del Comité Asesor Científico y Técnico y considerarán la especie para su inclusión. Esta nominación se hará de acuerdo con las directrices y criterios adoptados por las Partes de conformidad con el Artículo 21. Como tal, esta nominación aborda los «Criterios revisados para la inclusión de especies en los Anexos del Protocolo SPAW y el Procedimiento para la presentación y aprobación de nominaciones de especies para su inclusión o eliminación de los Anexos I, II y III». Por último, el apartado 3 del Artículo 19 enumera el tipo de información que debe incluirse, en la medida de lo posible, en los informes relacionados con las especies protegidas.
2. El Artículo 1 del Protocolo SPAW define el Anexo II como «el Anexo al Protocolo que contiene la lista acordada de especies de fauna marina y costera que pertenecen a la categoría definida en el Artículo 1 y requieren las medidas de protección indicadas en el Artículo 11 (1) (b). El Anexo podrá incluir especies terrestres como se prevé en el Artículo 1 (c) (ii).» Además, el Artículo 11 del Protocolo especifica que «En coordinación con las demás Partes, cada Parte deberá, para las especies registradas en el Anexo III, preparar, adoptar y aplicar planes para el manejo y el aprovechamiento de esas especies...»
3. La inclusión de especies puede justificarse basándose en diversos criterios establecidos en los Criterios revisados para la inclusión de especies en los Anexos del Protocolo SPAW, en concreto:

 - *Criterio n.º 1. Para los fines de las especies propuestas para los tres anexos, la evaluación científica de la condición de amenazada o en peligro de extinción de las especies propuestas estará basada en los siguientes factores: tamaño de las poblaciones, evidencia de disminución, restricciones en su rango de distribución, grado de la fragmentación de la población, biología y comportamiento de las especies, así como otros aspectos de la dinámica de la población, otras condiciones que aumentan claramente la vulnerabilidad de las especies y la importancia de las especies para el mantenimiento de los hábitats y ecosistemas frágiles o vulnerables.*
 - *Criterio n.º 2. Cuando la evaluación de los factores enumerados anteriormente indica claramente que una especie está amenazada o en peligro de extinción, la falta de certeza científica completa sobre el estado exacto de la especie no impide la inclusión de la especie en el anexo correspondiente.*

- *Criterio n.º 4. Al compilar un caso para agregar una especie a los Anexos, será útil aplicar los criterios de la UICN en un contexto regional (Caribe) si se dispone de datos suficientes. La evaluación debería, en cualquier caso, utilizar la mejor información y experiencia disponibles, incluido el conocimiento ecológico tradicional.*
- *Criterio n.º 5. La evaluación de una especie también se basará en si es, o es probable que sea, objeto de comercio local o internacional, y si el comercio internacional de la especie en cuestión está regulado por la CITES u otros instrumentos.*
- *Criterio n.º 6. La evaluación de la conveniencia de incluir una especie en uno de los anexos debe basarse en la importancia y utilidad de los esfuerzos de cooperación regional para la protección y recuperación de la especie.*

II. Requisitos de nominación fundamentados para respaldar la inclusión en el Anexo II

Artículo 19 (3) – Los informes referentes a las especies protegidas deberían incluir, en lo posible, información sobre:

A. Artículo 19 (3) (a), – Nombre científico y común de las especies

a.1. Nombre científico y común de la especie

1.1 Clase: Elasmobranquios

1.2 Orden: Orectolobiformes

1.3 Familia: *Rhincodontidae*

1.4 Género/especie: *Rhincodon typus*

1.5 Nombres comunes:

Inglés: Whale shark

Español: Tiburón ballena, pez dama

Francés: Requin-baleine

Dutch: Walvishaai

Papiamento: Tribon bayena o tintorero

a.2 Datos biológicos

4. El tiburón ballena es el mayor de los peces, con una longitud total máxima (LT) de 18 a 20 m (McClain *et al.* 2015). La madurez se alcanza a los 9-10 m LT en las hembras (se estima que se alcanza a los 30-40 años; Pierce *et al.* y a los 7-9 m en los machos (estimado a los 25 años; Perry *et al.* 2018). La madurez de los machos se produce normalmente a los 7-8 m en la región del Caribe (Ramírez-Macías *et al.* 2012). La especie tiene una tasa de crecimiento excepcionalmente lenta, con su parámetro de crecimiento k estimado en $0,02 \text{ año}^{-1}$ (Pierce *et al.* 2021b). Actualmente se desconoce su longevidad, ya que los tiburones ballena parecen tener un crecimiento determinado (Meekan *et al.* 2020), pero la especie ha sido validada para alcanzar al menos 50 años (Ong *et al.* 2020), y la edad máxima puede exceder los 100 años (Perry *et al.* 2018).
5. La reproducción del tiburón ballena es poco conocida, y solo se ha examinado a una hembra preñada (Joung *et al.* 1996). Este ejemplar mostró que los tiburones ballena son vivíparos en saco vitelino con ~ 300 crías, la camada más grande documentada de cualquier especie de tiburón. Es probable que su ciclo reproductivo sea bienal, como mínimo, y probablemente más largo (Pierce *et al.* 2021b). Si bien tienen una camada grande, sus crías emergen nadando libremente con un tamaño pequeño ($\sim 50\text{-}70 \text{ cm LT}$) y se supone que se enfrentan a una alta tasa de mortalidad inicial. La tasa intrínseca máxima estimada de aumento de la población (r_{max}) de la especie es una de las más bajas obtenidas para los tiburones hasta la fecha, entre $0,08$ y $0,12 \text{ año}^{-1}$ (Pierce *et al.* 2021b).

a.3. Hábitat

6. Los tiburones ballena se distribuyen circuntropicalmente desde aproximadamente 30° N a 35° S con penetración estacional en aguas templadas (Rowat y Brooks 2012; Sequeira *et al.* 2014). Se ha informado de importantes sitios de agregación en los océanos Atlántico, Índico y Pacífico (Sequeira *et al.* 2013). Actualmente se reconocen dos subpoblaciones genéticas para fines de gestión de la conservación, en el IndoPacífico y el Atlántico (incluido el Caribe), respectivamente (Pierce y Norman 2016). El tiburón ballena es principalmente epipelágico y se puede encontrar tanto en ambientes costeros como oceánicos, pero son capaces de bucear a profundidades batipelágicas (máximo documentado 1928 m; Tyminski *et al.* 2015). Las aguas costeras productivas a menudo constituyen zonas de alimentación de importancia estacional, especialmente para los tiburones ballena machos jóvenes (3 a 8 m LT). Los tiburones adultos de ambos sexos son principalmente oceánicos (Ramírez-Macías *et al.* 2017; Rohner *et al.* 2021).
7. Los tiburones ballena se pueden encontrar en todos los estados que tienen costas marinas tropicales o templadas cálidas y especialmente en las Partes contratantes del Protocolo, que son 17 países de la región del Caribe: Bahamas, Barbados, Belice, Colombia, Cuba, República Dominicana, Francia (Guadalupe, Honduras, Guyana, Martinica, San Bartolomé, Saint-Martin), Granada, Guyana, Países Bajos (Aruba, Bonaire, Curazao, Saba, San Eustaquio, Sint Maarten), Panamá, Santa Lucía, San Vicente y las Granadinas, Trinidad y

Tobago, Estados Unidos (Estados limítrofes con el Golfo de México; Islas Vírgenes de los Estados Unidos; Puerto Rico) y Venezuela.

8. En la región del Gran Caribe, los avistamientos son más comunes en el área de la Barrera de Coral Mesoamericana (MABR) y, más tarde en el año, en el norte del Golfo de México. La mayor agregación conocida de tiburones ballena en el mundo tiene lugar cerca de Isla Contoy cada verano, con cientos de individuos que se unen para alimentarse de los huevos de atún (de la Parra Venegas *et al.* 2011). Junto a esta área, cerca de Isla Holbox, los tiburones ballena también se alimentan de densas floraciones de zooplancton (Motta *et al.* 2010). También se han documentado grandes agregaciones en el norte del Golfo de México (Hoffmayer *et al.* 2021). La identificación fotográfica de tiburones individuales muestra una alta conectividad entre sitios, por ejemplo, entre Gladden Spit (Belice), Isla Contoy (México) y Utila (Honduras) (Figura 1, McKinney *et al.* 2017), también corroborada por estudios de telemetría en la región (por ejemplo, Hueter *et al.* 2013; Hoffmayer *et al.* 2021).
9. El sureste del mar Caribe, frente a la isla de Margarita (Venezuela), es una importante zona de afloramiento del Caribe y apoya la pesca comercial de clupeidos. Las corrientes dominantes transportan esta agua rica en nutrientes hacia las islas de Curazao y Bonaire, y esta área muestra una elevada productividad marina en comparación con muchas otras áreas del Caribe (Debrot, 2013). Debrot (2013) sugirió que esta puede ser la razón de los avistamientos de tiburones ballena alrededor de estas islas. Romero *et al.* (2000) encontraron un patrón anual bimodal para los registros de tiburones ballena en el Golfo de Curazao (Venezuela). La mayor concentración de registros de tiburones ballena se produjo durante los meses de agosto a octubre, mientras que el menor pico en los registros tuvo lugar en enero-febrero. El pico principal de ocurrencia coincidió con el período de afloramiento estacional impulsado por el viento y la afluencia de agua dulce del Orinoco (Romero *et al.*, 2000). Hay informes más esporádicos de tiburones ballena de las Bahamas, Cuba y las Islas Turcas y Caicos y de las islas de las Antillas Menores. Cuba tenía anteriormente una pesquería de tiburón ballena que sugiere agregaciones considerables al mismo tiempo.
10. La mayoría de los avistamientos en la región ya no están asociados a la pesca, sino que se producen como resultado de la observación costera del tiburón ballena con fines turísticos (Graham, 2007). También hay importantes actividades de buceo. Estas actividades permiten a las personas entrar en contacto cercano con los tiburones. Sin embargo, un informe reciente destacó que veintiún tiburones ballena fueron supuestamente asesinados en Venezuela entre 2014 y 2017 (Sánchez *et al.* 2020). Cada tiburón ballena tiene un patrón característico y único de manchas blancas en su superficie dorsal. Esto permite la identificación fotográfica de los tiburones individuales y ha permitido realizar estudios no invasivos de población, movimiento y crecimiento de la especie en la región del Caribe y en otros lugares.
11. Los estudios de identificación fotográfica demuestran que los tiburones ballena muestran cierta fidelidad al sitio, al menos cuando son jóvenes (Graham y Roberts, 2007; McKinney *et al.* 2017), a las áreas de alimentación estacionales. Su alta movilidad significa que la abundancia local de tiburones ballena suele estar relacionada con la presencia efímera de altas densidades de presas. Por ejemplo, los tiburones ballena

se ven principalmente en Belice de marzo a mayo, lo que coincide con el período máximo de desove del pargo (Graham & Roberts, 2007) y en Quintana Roo, México, de junio a septiembre, durante las floraciones de zooplancton y la actividad de desove del atún (Motta *et al.* 2010; de la Parra Venegas *et al.* 2011). La calidad del agua, la temperatura del agua de mar, los patrones actuales, el clima, el estado del mar y otras características también pueden determinar dónde se registran las agregaciones. Se han observado avistamientos de machos adultos con pterigopodios totalmente calcificados en áreas costeras de la MABR, lo que sugiere que la reproducción puede tener lugar en el Caribe occidental (Graham y Roberts, 2007).

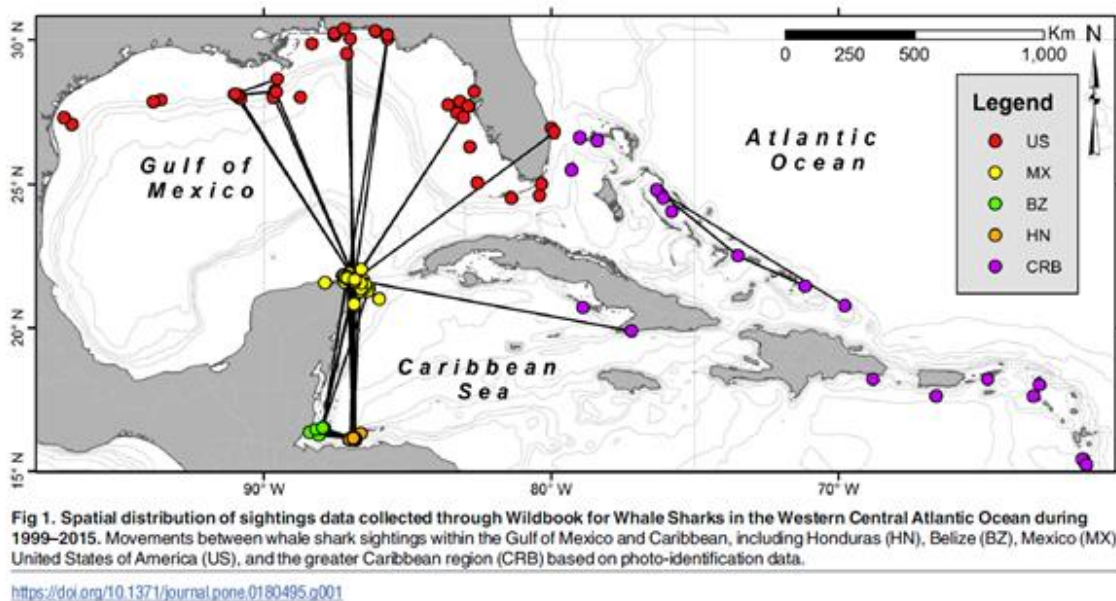


Figura 1. De McKinney *et al.* (2017)

12. Los sitios de agregación de tiburones ballena suelen estar dominados por clases de edad específicas (por ejemplo, machos jóvenes en agregaciones de alimentación costeras y tiburones adultos en montes submarinos e islas volcánicas; Ramírez-Macias *et al.* 2017; Rohner *et al.* 2021) y corredores de migración. La población del Gran Caribe se observa con mayor frecuencia en forma de agregaciones en áreas costeras y está dominada por machos jóvenes y subadultos, con el 89 % por debajo del tamaño estimado de madurez sexual (McKinney *et al.* 2017). En las islas neerlandesas de Sotavento de San Eustaquio y Saba, los tiburones ballena se observan con mayor frecuencia en aguas azules en asociación con bancos de atún de los que se alimentan (Debrot *et al.* 2013), como sucede también en Utila, Honduras (Fox *et al.* 2013). En el noreste del Golfo de México, se han registrado ejemplares pequeños de tan solo 3 m de longitud, con el 50 % de menos de 7,5 m de longitud (Hoffmayer *et al.* 2005). Alrededor de Curazao y Bonaire, la mayoría de los avistamientos han sido de ejemplares grandes (≥ 10 m) y los pocos registros disponibles se refieren a individuos solitarios (Debrot *et al.* 2013). En las Antillas francesas, los individuos grandes (< 10 m) rara vez se

observan en aguas costeras y pelágicas (<5 observaciones registradas por año). Hasta la fecha, la especie no se ha observado en desembarques.

B. [Artículo 19 \(3\) \(b\) - Poblaciones estimadas de las especies y su distribución geográfica](#)

b.1. Tamaño de las poblaciones

13. Dos estudios a escala mundial sobre tiburones ballena han estimado el tamaño genético efectivo de la población. Castro *et al.* (2007) estimaron el tamaño de la población genética efectiva global en 119 000 - 238 000 tiburones, mientras que Schmidt *et al.* (2009) estimaron el tamaño de la población genética efectiva global en aproximadamente 103 000 tiburones. Se estima que el 63 % de los tiburones ballena habitan actualmente en el Indo-Pacífico, y se cree que el 37 % se encuentran en el Atlántico (Yagishita *et al.* 2020).

14. McKinney *et al.* (2017) identificaron 1361 tiburones ballena únicos de cuatro áreas distintas durante el período comprendido entre 1999 y 2015 en la región del Gran Caribe: la Península de Yucatán, México (n = 1115); Honduras (n = 146); norte del Golfo de México, Estados Unidos (n = 112) y Belice (n = 49). Si bien se avistaron 70 tiburones en más de un área, la mayoría de los avistamientos ocurrieron en el área donde se identificaron por primera vez los respectivos tiburones. Esto fue así para la WCA en su conjunto, con la excepción de Belice. La fidelidad al sitio fue más alta en México. El modelado de máxima probabilidad dio como resultado una población estimada de tan solo 2167 (95 % c.i. 1585,21–2909,86) tiburones en toda la región de estudio. Las cifras actualizadas de tiburones identificados son 1313 individuos de la costa de Yucatán en México (hasta diciembre de 2019), 51 de Belice (hasta octubre de 2018) y 150 de Honduras (hasta enero de 2020). Se ha realizado un trabajo de identificación fotográfica limitado en el norte del Golfo de México, ya que esta es una población menos accesible (en alta mar), aunque una gran cantidad de tiburones ballena puede estar presente estacionalmente (Hoffmayer *et al.* 2005).

b.2. Evidencia de disminución

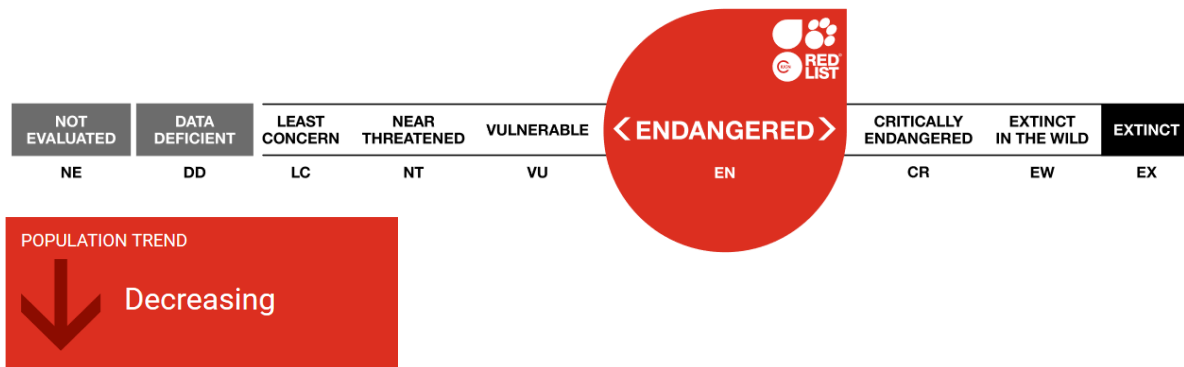


Figura 2. Situación global de la UICN obtenida de <https://www.iucnredlist.org/species/19488/2365291>

- 15.** En general, se dedujo que la población mundial de tiburones ballena había disminuido $\geq 50\%$ durante las últimas tres generaciones (75 años), lo que resultó en una inclusión en la Lista roja de la UICN como en peligro de extinción a nivel mundial (Pierce y Norman 2016).
- 16.** La subpoblación atlántica se evaluó provisionalmente como Vulnerable durante ese proceso sobre la base de una disminución deducida de $\geq 30\%$ durante las últimas tres generaciones (75 años). Esto se basó en 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 los 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 alrededor de 150 durante la década de 2000. Los avistamientos en el mes pico 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 y Roberts 2007), con informes de guías de buceo que indican que las cifras se han mantenido bajas hasta 2016 (R. Graham, com. pers.). En las Azores, hubo un aumento significativo de avistamientos en 2008 y después, en comparación con la década anterior (Afonso *et al.* 2014; Tabla 1 en el material complementario). Esto estaba estrechamente relacionado con la ubicación de la isoterma de 22 °C, lo que indica que esta tendencia creciente de avistamiento probablemente se deba a las condiciones ambientales (Afonso *et al.* 2014).
- 17.** Se dispone de datos limitados de tendencias de la región del Caribe, aparte de los datos anecdóticos de Belice señalados anteriormente. Sin embargo, un ejercicio reciente de priorización de amenazas globales para los tiburones ballena (Rowat *et al.* 2021) identificó el tráfico marítimo como la principal amenaza contemporánea para su población mundial, y el Golfo de México se señaló explícitamente como un área de alto riesgo. Una evaluación provisional del Estado Verde de la UICN para los tiburones ballena estimó que la

actual puntuación de recuperación de la especie es tan solo del 29 % de un posible 100 % en una población anterior al impacto (Pierce *et al.* 2021a).

b.3. Restricciones sobre su rango de distribución

18. A lo largo de su vida, los tiburones ballena adultos migran lejos de las áreas costeras y viven, casi exclusivamente, en hábitats oceánicos fuera de la plataforma. Muestran fidelidad al sitio para alimentarse y posiblemente para criar y aparearse.

b.4 Grado de fragmentación de la población

19. Los tiburones ballena se dividen en dos subpoblaciones diferentes: el Atlántico y el Indo-Pacífico. Aproximadamente el 37 % de la población mundial vive en el Atlántico y el 63 % vive en el Indo-Pacífico (Yagishita *et al.* 2020). El marcado por satélite muestra que la subpoblación del Atlántico migra habitualmente a través de las fronteras de Belice, Brasil, Cuba, Honduras y Estados Unidos. También se sabe que cruzan al hemisferio sur (Hueter *et al.* 2013). Esto indica que es probable que haya alguna conectividad con las poblaciones de las islas ecuatoriales del Atlántico medio, como Santa Elena (Perry *et al.* 2020). Las poblaciones del Indo-Pacífico suelen migrar entre Mozambique y Sudáfrica en el Océano Índico. Ocasionalmente migran entre Mozambique, Madagascar, las Seychelles y Tanzania (Castro *et al.* 2007; Norman *et al.* 2017).

C. [Artículo 19 \(3\) \(c\) - Situación de la protección legal en relación con las leyes o reglamentos nacionales pertinentes](#)

c.1. Bahamas, Honduras, las Islas Vírgenes de Estados Unidos, St Maarten y las Islas Caimán

20. En las Bahamas (2011), Honduras (2011), las Islas Vírgenes Británicas (2014), St. Maarten (2016) y las Islas Caimán (2016), todos los tiburones del orden superior *Selachimorpha* (que incluyen el tiburón ballena y el tiburón nodriza relacionado) fueron declarados legalmente protegidos cuando entró en vigor la nueva Ordenanza sobre la Naturaleza de las Islas (AB. 2010, 15, Anexo I).

c.2. Belice

21. La reciente Ley de Recursos Pesqueros N.º 7 de 2020 establece que ninguna persona podrá pescar o poseer alguna de las especies indicadas en el Apéndice de la Ley. El tiburón ballena (*Rhincodon typus*) figura en el Apéndice.

c.3. Colombia

22. Mediante la Resolución 1743 de 2017, entre otras acciones, se prohíbe el ejercicio de la pesca industrial dirigida a condriktios en todo el territorio, permitiendo un porcentaje de captura incidental de hasta el 35 %. Asimismo, se prohíbe el uso de alambres de acero en los palangres y la modificación de los cebos y el uso de otros métodos no especificados que tengan como objetivo atraer peces cartilaginosos a las operaciones de pesca.

23. El tiburón ballena está incluido en la lista roja colombiana de peces marinos amenazados, como una especie con datos deficientes, pero tiene una prioridad muy alta para las acciones de conservación en el Plan de acción nacional de tiburones, rayas y quimeras.

c.4. Reino de los Países Bajos

24. En el Caribe neerlandés, el tiburón ballena está protegido en Bonaire desde 2010 (Debrot *et al.* 2013). Con el establecimiento del Santuario Yarari en todas las aguas de Bonaire, San Eustaquio y Saba en 2015, los tiburones ballena están completamente protegidos en esas aguas.

c.5. República de Francia.

25. REGLAMENTO (UE) 2022/109 DEL CONSEJO, de 27 de enero de 2022, por el que se establecen para 2022 las posibilidades de pesca para determinadas poblaciones y grupos de poblaciones de peces, aplicables en aguas de la Unión y, en el caso de los buques pesqueros de la Unión, en determinadas aguas no pertenecientes a la Unión prohíbe a los buques de la Unión la pesca, retención o venta de tiburón ballena en todas las aguas.

26. Ninguna especie de tiburón o raya está protegida por el Código de Medio Ambiente en Guadalupe y Saint-Martin. Únicamente existen medidas de gestión para la pesca en el mar a nivel local, como se presenta a continuación.

a. Pesca deportiva

Está regulada por el decreto 971-2019-08-20-003 que regula el ejercicio de la pesca marítima deportiva en Guadalupe y Saint-Martin. La pesca de tiburones y rayas de todas las especies está prohibida en todo momento y en todo lugar.

b. Pesca profesional

La pesca marítima profesional se rige por la orden 2002/1249 / PREF / SGAR / MAP de 19 de agosto de 2002 que regula la pesca marítima costera en las aguas del Departamento de

Guadalupe (pj2). Este decreto también se aplica a Saint-Martin, que todavía era un municipio de Guadalupe en 2002.

27. Este texto no prevé ninguna medida específica para los elasmobranquios.

c.6. Estados Unidos

28. Estados Unidos gestiona la captura comercial y deportiva de tiburones. A través de sus extensas normativas (por ejemplo, permisos, tamaños mínimos, cuotas), Estados Unidos coordina principalmente la gestión de la pesca de especies altamente migratorias (EAM) en aguas federales (nacionales) y alta mar (internacionales), mientras que los estados individuales establecen normativas para EAM en aguas estatales. Según las regulaciones federales de pesca comercial y deportiva, los tiburones ballena están incluidos como una especie prohibida. Según la Ley de conservación de tiburones de 2010, Estados Unidos requiere, con una excepción, que todos los tiburones sean desembarcados con las aletas adheridas naturalmente (81 FR 42285, 29 de junio de 2016). Además, varios estados de EE. UU. prohíben la venta o el comercio de aletas de tiburón (Somma, com. pers.).

29. Estados Unidos ha implementado medidas nacionales consistentes con CITES para regular el comercio de tiburones ballena. Toda exportación o importación a los Estados Unidos debe ir acompañada de la documentación CITES correspondiente.

30. Además, Estados Unidos cuenta con normativas nacionales para implementar todas las disposiciones de la ICCAT en las pesquerías de la ICCAT (50 CFR 635, 29 de agosto de 2011).

c.7 Estado de protección internacional

31. La especie se incluyó en el Apéndice II de la CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de fauna y Flora Silvestres) en 2003. La inclusión en el Apéndice II tiene como objetivo garantizar que el comercio internacional no amenace la supervivencia de la especie.

32. El tiburón ballena se incluyó en el Apéndice I de la Convención sobre la Conservación de Especies Migratorias de Animales Silvestres (CMS) en 2017. Las Partes Contratantes de la CMS deberían proteger estrictamente las especies incluidas en el Apéndice I cuando sean un estado del área de distribución. El tiburón ballena también se ha incluido en el Anexo I del Memorando de entendimiento sobre tiburones de la CMS (2010).

33. La UICN define el estado de conservación global del tiburón ballena como «En peligro de extinción» con una tendencia «decreciente».

D. Artículo 19 (3) (d) - Interacciones ecológicas con otras especies y necesidades específicas del hábitat

d.1. Migración

- 34.** El tiburón ballena es altamente migratorio. En la región del Caribe, se ha documentado el comportamiento migratorio de los tiburones ballena (Hueter *et al.*, 2013; Hoffmayer *et al.* 2021). Después de permanecer en el área de alimentación cerca de Quintana Roo (México) durante aproximadamente 24 a 33 días, con una residencia máxima de hasta aproximadamente 6 meses, los tiburones individuales mostraron movimientos horizontales en múltiples direcciones a lo largo de la cuenca del Golfo de México, el noroeste del Mar Caribe y el Estrecho de Florida. Los tiburones individuales que regresaban al área de alimentación en los años siguientes fueron comunes, y algunos ejemplares regresaron durante seis años consecutivos. Un tiburón hembra se desplazó al menos 7213 km en 150 días, viajando a través del norte del Mar Caribe y a través del ecuador hasta el Océano Atlántico Sur, donde su etiqueta de satélite apareció cerca de la Cordillera del Atlántico Medio (Hueter *et al.* 2013). Otros autores también han notificado migraciones estacionales de tiburones ballena relacionadas con la alimentación en la región del Caribe (Graham y Roberts, 2007; de la Parra *et al.*, 2011; Hacoheh-Domené *et al.*, 2015).
- 35.** Es probable que los tiburones ballena sean importantes transportadores de nutrientes desde las aguas costeras productivas (Rohner *et al.* 2018), y las regiones frontales marinas (Ryan *et al.* 2017; Ramírez-Macías *et al.* 2017), hacia áreas pobres en nutrientes, como la mayoría de los hábitats oceánicos tropicales (Estes *et al.* 2016). La evaluación de la contribución de los tiburones ballena a los procesos del ecosistema se encuentra en una fase inicial, pero se cree que contribuyen a la resiliencia de los sistemas marinos tropicales, como se modeló para la costa de Yucatán en México (Ibarra-García *et al.* 2017). Los tiburones ballena también están estrechamente asociados con el atún en muchas áreas (Fox *et al.* 2013; Escalle *et al.* 2016b; Fontes *et al.* 2020), lo que puede representar una interacción mutuamente beneficiosa con estos importantes depredadores oceánicos.
- 36.** No se sabe si todos los componentes de la población (adultos, jóvenes, machos, hembras) realizan estas migraciones, pero está claro que los tiburones migratorios son compartidos por dos o más naciones, especialmente en la RGC (Hueter *et al.* 2013; Hoffmayer *et al.* 2021). Los amplios desplazamientos de tiburones ballena que se observa que cruzan múltiples fronteras jurisdiccionales corroboran los datos genéticos que respaldan el flujo de genes entre áreas geográficamente distintas y subraya la necesidad de estrategias de gestión y conservación para esta especie a nivel mundial.

E. [Artículo 19 \(3\) \(e\) - Planes de gestión y recuperación de especies en peligro de extinción y amenazadas](#)

e.1. Colombia

37. El «Plan de acción nacional para la conservación y manejo de tiburones, rayas y quimeras de Colombia (PAN - Tiburones Colombia)» es el instrumento de política que establece las directrices para la conservación y gestión sostenibles de las especies de tiburones, rayas y quimeras en las aguas marinas y continentales del país e interactúa con las actividades turísticas y culturales y las diferentes pesquerías a escala artesanal e industrial. Entre sus objetivos se encuentran los siguientes:

- Identificar y evaluar las amenazas a las poblaciones de tiburones, rayas y quimeras en Colombia, asociadas con la extracción de ejemplares de su entorno natural y el deterioro o modificación de hábitats críticos.
- Determinar y desarrollar un marco regulatorio y normativo que permita una adecuada gestión y gestión de los tiburones, rayas y quimeras en Colombia.
- Estructurar y orientar un programa eficiente de vigilancia y control de la pesca u otras actividades que afectan a tiburones, rayas y quimeras de aguas marinas y continentales, por parte de las entidades competentes.

e.2. República de Francia

38. Varios proyectos en curso:

- Elaboración de una lista de las especies presentes,
- Elaboración de fichas de identificación sobre el estado del conocimiento en biología,
- Estado de la actividad pesquera de estas especies en Guadalupe,
- Sensibilización de los interesados marinos (a través de las ciencias participativas, en particular a través de una red de observadores), incluida la animación de una red de observadores, la red Reguar,
- Identificación de zonas de cría costeras.

39. Uno de los proyectos de estudio, basado en el uso de cámaras con cebo, fue parte de un proyecto internacional que fue publicado en la revista científica Nature en 2020.

40. La mejora del conocimiento sobre los elasmobranquios tiene como objetivo establecer listas rojas de este grupo de especies, un requisito previo necesario para la aplicación de medidas firmes de gestión a nivel nacional o local. Las intenciones a nivel local son intervenir en la normativa pesquera cuando la amenaza esté ligada a esta actividad, de lo contrario establecer protección bajo el código ambiental cuando se

identifiquen otras amenazas (perturbación de individuos, alteración de hábitats...). El CSRPN de Guadalupe ha realizado un análisis inicial de especies candidatas a protección. La asociación Kap Natirel ha realizado recomendaciones para la gestión de estas especies en las Antillas.

41. Los desafíos de preservar los elasmobranquios en Guadalupe también se han tenido en cuenta desde 2017 en el plan de control de la pesca y la preservación del medio marino con objetivos específicos claramente mostrados, a propuesta del DEAL. Los servicios de control marítimo recibieron formación teórica sobre los retos de la conservación de los elasmobranquios y su identificación, impartida por la asociación Kap Natirel junto al DEAL.

e.3. Costa Rica

42. El «Plan de acción nacional para la conservación y manejo de tiburones, rayas y quimeras de Costa Rica (PAN - Tiburones Costa Rica)» es el instrumento de política que establece las directrices para la conservación y gestión sostenibles de las especies de tiburones, rayas y quimeras en las aguas marinas y continentales del país e interactúa con las actividades turísticas y culturales y las diferentes pesquerías a escala artesanal e industrial. Entre sus objetivos se encuentran los siguientes:

- i. Promover la pesca sostenible para mejorar la conservación de los tiburones.
- ii. Realizar investigaciones científicas para mejorar la comprensión de la biología, la ecología y la pesca de las poblaciones de tiburones, información que es necesaria para una gestión eficaz y prácticas de pesca adecuadas.
- iii. Mejorar la coordinación entre las partes interesadas clave.
- iv. Ajustar el marco legal con las necesidades de pesca sostenible y la conservación de las especies de tiburones.
- v. Desarrollar una plataforma internacional para apoyar prácticas de pesca adecuadas y la conservación de tiburones.
- vi. Priorizar, mejorar y ampliar la coordinación entre los actores locales y las instituciones pesqueras / ambientales de Costa Rica.

e.4. Estados Unidos

43. Los datos sobre el estado de la población de tiburones ballena son limitados. Dado que los tiburones ballena no se han incluido en la ESA (Ley de Especies en Peligro de Extinción), Estados Unidos no ha elaborado un plan de recuperación.

F. [Artículo 19 \(3\) \(g\) - Amenazas a las especies protegidas, sus hábitats y sus ecosistemas asociados, especialmente las amenazas que se originen fuera de la jurisdicción de la Parte](#)

f.1. Amenazas directas a las poblaciones

44. Los tiburones ballena a menudo se capturan accidentalmente en grandes redes colocadas para otras especies (Pierce y Norman 2016). Mientras que algunos son liberados vivos, otros están muertos cuando son encontrados, o son asesinados por su carne o aletas, como se ha observado en Venezuela (Sánchez *et al.* 2020). Es probable que esto suceda en gran parte de su área de distribución, con denuncias frecuentes procedentes de la pesca con redes de enmalle. Los tiburones ballena son una captura incidental común en las pesquerías de atún con redes de cerco (Clarke 2015; Román *et al.* 2018). Los tiburones, que a menudo se asocian con el atún en aguas oceánicas, son cercados en enormes redes junto con las especies de atún que son la captura prevista. Si bien los tiburones ballena normalmente son liberados, algunos mueren accidentalmente (Clarke 2015; Román *et al.* 2018), aunque la aplicación más reciente de prácticas de liberación segura parece minimizar al menos la mortalidad (Capietto *et al.* 2014; Escalle *et al.* 2016a, 2018). Sin embargo, cuando se utilizan malas prácticas de liberación, como levantar a los tiburones del agua por la cola o dejar cuerdas atadas a los tiburones después de la liberación, la mortalidad a largo plazo puede seguir siendo un problema. Una encuesta de expertos estimó una tasa de mortalidad posterior a la liberación del 10 % en el Pacífico centro-occidental, aunque la incertidumbre era grande (Neubauer *et al.* 2018).

f.2 Pesca y comercio internacional

45. El tiburón ballena se captura o ha sido capturado por sus aletas y carne en varios lugares de Asia (India, Pakistán, China, Indonesia, Filipinas, Taiwán, Japón, Maldivas y otros lugares). En el Caribe, se ha informado de que el tiburón ballena se ha pescado ocasionalmente en Venezuela (Gines, 1972, citado en Sturm, 1991) y en México (Bonfil, 1997). Hay informes recientes de tiburones ballena capturados en Venezuela.

46. También hay que resaltar que cada vez se encuentran más productos de las branquias del tiburón ballena en los mercados de pescado asiáticos, lo que plantea la cuestión de si las branquias del tiburón ballena están entrando ahora en el comercio debido a una demanda específica, o si su aparición es simplemente un intento de sustitución subrepticia de las branquias de mobúlidos (Steinke *et al.*, 2017).

47. Se cree que el número de tiburones ballena capturados accidentalmente en las pesquerías de atún con redes de cerco o de enmalle tiene un impacto a nivel de población más significativo que las pesquerías dirigidas (Pierce y Norman 2016). Existe la posibilidad de capturas ilegales, no declaradas y no reglamentadas en alta mar en las pesquerías de atún que pueden afectar a la población de la RGC (Graham 2003). Los estudios han

indicado que las aletas de tiburón ballena exigen precios altos, lo que podría conducir a un aumento de la pesca dirigida y del comercio (Li *et al.* 2012; Steinke *et al.*, 2017).

48. Además, el valor percibido de las aletas de tiburón ballena con fines de exhibición parece haber aumentado a lo largo de los años, y se ha informado de ejemplares vivos a los que se les han cercenado las aletas en las Maldivas (Riley *et al.*, 2009). No se sabe hasta qué punto la captura en un área afecta a la(s) población(es) en otras áreas, aunque el hecho de que los tiburones migren distancias cortas y largas sugiere que los efectos pueden no ser solamente locales (Hueter *et al.*, 2013).

49. La sobrepesca de las especies de peces reproductores también puede haber reducido el atractivo de algunos lugares para los tiburones ballena, ya que se sabe que se alimentan de huevos de peces (Graham, com. pers.).

f.3. Destrucción y contaminación del hábitat

50. Los tiburones ballena pueden frecuentar estacionalmente más áreas costeras cerca de estuarios y desembocaduras de ríos. Estas aguas son altamente vulnerables a la contaminación con aguas residuales y efluentes industriales y a la alteración debido a las actividades humanas.

51. El vertido de petróleo de la plataforma petrolera Deepwater Horizon en 2010 en el norte del Golfo de México afectó a un hábitat conocido de tiburón ballena (Campagna *et al.* 2011; Frias-Torres y Bostater 2011), lo que pudo causar muertes o cambios en el comportamiento migratorio (Hueter *et al.* 2013). Las «mareas rojas», causadas por floraciones tóxicas de los dinoflagelados *Karenia spp.*, están asociadas con la escorrentía de nutrientes y su frecuencia está aumentando a lo largo de la costa sur de EE. UU. (Brand y Compton 2007). Estas a menudo ocasionan la muerte de tiburones ((Flewelling *et al.* 2010), entre muchas otras especies marinas, y la primera mortalidad probable de tiburones ballena por esta causa se registró en Florida en 2018 (Furby 2018). La contaminación por plásticos es una amenaza importante y omnipresente para la salud de los océanos, y los elasmobranquios que se alimentan por filtración son especialmente vulnerables (Fossi *et al.* 2017; Germanov *et al.* 2018). Los tiburones ballena pueden ingerir accidentalmente grandes cantidades de microplásticos mientras se alimentan en algunas áreas, con hasta ~ 137 piezas por hora notificadas en Java en Indonesia (Germanov *et al.* 2019). Se ha informado de muertes de tiburones ballena por ingestión de plásticos en Japón (Matsumoto *et al.* 2017), Malasia (Lee 2019), Filipinas (Abreo *et al.* 2019), y Tailandia (Haetrakul *et al.* 2009), y es posible que se produzcan otros efectos subletales, como alteraciones endocrinas o toxicosis (Germanov *et al.* 2018). El enredo, especialmente en artes de pesca desechados o perdidos, es también una fuente probable de mortalidad (Wilcox *et al.* 2016; Parton *et al.* 2019).

f.4 Golpes de embarcaciones

52. Los tiburones ballena están expuestos a la amenaza de golpes con embarcaciones debido a su frecuente comportamiento de alimentación en la superficie. Los rápidos incrementos tanto en la velocidad como en la cantidad del tráfico marítimo significan que la mortalidad por golpes con barcos probablemente ha suplantado a la pesca como la principal amenaza contemporánea para los tiburones ballena en gran parte de su área de distribución (Pierce *et al.* 2021a; Rowat *et al.* 2021). Los registros directos de mortalidad son poco frecuentes, ya que los tiburones se hunden si mueren, pero la frecuencia de lesiones causadas por embarcaciones pequeñas y grandes observadas en tiburones ballena vivos (p. ej., Ramírez-Macías *et al.* 2012; Fox *et al.* 2013) sugiere una alta prevalencia de colisiones con barcos en algunas zonas del Caribe. Es probable que estas lesiones documentadas sean la «punta del iceberg» en lo que respecta al riesgo real de mortalidad, ya que es poco probable que los tiburones ballena sobrevivan a las heridas de las hélices o de los impactos de embarcaciones grandes.
53. Sin embargo, el alcance total de esta cuestión permanece en gran parte inexplorado. El aumento del tráfico de cruceros en la RGC puede haber expuesto a la población a mayores amenazas de colisión con embarcaciones.

f.5 Turismo

54. El turismo del tiburón ballena está ganando popularidad. Se estimó que seis semanas de turismo de tiburones ballena en Belice supusieron 3,7 millones de dólares para el país (Graham 2003).
55. Las actividades turísticas pueden aumentar el riesgo de choques con embarcaciones, disturbios locales por interferencia, hacinamiento o aprovisionamiento. Demasiada perturbación antropogénica de los tiburones ballena o de sus presas de desove, a pesar de las restricciones para los barcos y las profundidades de buceo, podría disuadir de los sitios a los tiburones ballena y a los peces que desovan (Graham, com. pers.). Los peces podrían desovar en aguas más profundas, lo que puede afectar a la supervivencia de los huevos fertilizados, que son alimentos para los tiburones ballena. La investigación hasta la fecha sugiere que, en áreas con un gran número de barcos y nadadores, los tiburones pueden estar sujetos a perturbaciones que les impidan comportarse como lo harían naturalmente (Quirós, 2007, Haskell *et al.* 2014, Araujo *et al.* 2017). Un trabajo reciente sobre los tiburones ballena mexicanos sugiere que los episodios de alimentación generalmente duran varias horas (Cade *et al.* 2020), y que las interrupciones de la búsqueda de alimentos durante los períodos críticos de alimentación pueden representar un considerable coste energético.

f.6 Cambio climático

56. El cambio climático podría tener efectos adversos sobre la disponibilidad de presas, la acidificación de los océanos y las corrientes. Los tiburones ballena son ectotérmicos y, por lo tanto, necesitan termorregular su temperatura corporal en función de su entorno exterior. Por ejemplo, pueden regresar a aguas superficiales cálidas después de inmersiones profundas en aguas más frías (Thums *et al.* 2013) o, de manera alternativa, moverse a aguas más profundas y frías después de alimentarse en la capa superficial cálida (Robinson *et al.* 2017, Araujo *et al.* 2020). Es probable, por tanto, que el cambio de temperatura en el futuro influya en los movimientos verticales de la especie. Los posibles efectos del calentamiento de los océanos pueden resultar en una ampliación del área de distribución de los tiburones ballena a aguas que antes eran demasiado frías para su uso habitual. Ya ha habido avistamientos de tiburones ballena en lugares «nuevos» como las Azores y Portugal continental, significativamente más al norte del Atlántico de lo que se sabía que sucedía anteriormente, lo que sugiere una posible expansión de su área de distribución (Afonso *et al.* 2014). El calentamiento de los mares también puede provocar una contracción del área de distribución si se alcanza la tolerancia térmica superior de la especie, sin un refugio de profundidad más frío como el que ofrece el Golfo Árabe ([Robinson *et al.* 2017](#)). El modelado de la distribución de las especies en función del cambio climático, que es una técnica basada en la extrapolación de la idoneidad del hábitat modelado a los océanos futuros, ha sugerido que podríamos ver un ligero desplazamiento hacia los polos del hábitat adecuado del tiburón ballena en respuesta a los cambios en la temperatura de la superficie del mar, acompañado de contracción general de su área de distribución (Sequeira *et al.* 2014).

III. Conclusión

57. Como se desarrolló en el apartado 1 de este documento, la inclusión de especies debe justificarse basándose en diversos criterios establecidos en los Criterios revisados para la inclusión de especies en los Anexos del Protocolo SPAW.

58. En concreto, con respecto a la evidencia de disminución (criterio n.º 1 de las directrices) «la evaluación científica de la condición de amenazada o en peligro de extinción de las especies propuestas estará basada en los siguientes factores: tamaño de las poblaciones, evidencia de disminución, restricciones en su rango de distribución, grado de la fragmentación de la población, biología y comportamiento de las especies, así como otros aspectos de la dinámica de la población, otras condiciones que aumentan claramente la vulnerabilidad de las especies y la importancia de las especies para el mantenimiento de los hábitats y ecosistemas frágiles o vulnerables». El criterio n.º 2 establece que: «Cuando la evaluación de los factores enumerados anteriormente indica claramente que una especie está amenazada o en peligro de extinción, la falta de certeza científica completa sobre el estado exacto de la especie no impide la inclusión de la especie en el anexo correspondiente». El criterio n.º 4 establece la importancia de considerar la inclusión en la Lista Roja de la UICN para la región del Caribe, el criterio n.º 5 el interés de alinearse con la CITES y otros

instrumentos internacionales y el criterio n.º 6 la importancia y utilidad de los esfuerzos cooperativos regionales en la protección y recuperación de la especie.

59. Los tiburones ballena figuran como en peligro de extinción a nivel mundial en la Lista roja de la UICN (criterio n.º 4) y han sido incluidos en el Anexo III del Protocolo SPAW desde 2017 (Criterio n.º 8). Están amenazados principalmente por la pesca, el comercio internacional, los choques con embarcaciones y el cambio climático. En concreto sus poblaciones son altamente vulnerables a la disminución debido a su lento crecimiento, longevidad y maduración tardía (criterio n.º 1) y, considerando que son altamente migratorias, son muy susceptibles de beneficiarse de los esfuerzos regionales de colaboración (criterio n.º 6). Por estas razones, se han protegido a través de varios acuerdos internacionales (criterio n.º 5) y, en ocasiones, en la legislación nacional, pero aún de manera insuficiente, ya que se estima que han disminuido en un 50 % durante las últimas tres generaciones (75 años) (criterio n.º 1).
60. Esta especie cumple todos los requisitos para justificar su transferencia al Anexo II y es necesario aumentar la protección regional de la especie y sus hábitats teniendo en cuenta las tendencias actuales, el reconocimiento científico de su disminución a nivel mundial, la importante vulnerabilidad a las amenazas y la condición de en peligro de extinción (UICN) de la especie.
61. Francia y los Países Bajos están convencidos de que la transferencia al Anexo II es necesaria para que los esfuerzos nacionales de conservación de varias naciones caribeñas alcancen el nivel adecuado.

Anexo 2: agradecimientos

Twan Stoffers, experto independiente (tiburones), ecologista de peces, Universidad de Wageningen e investigación.

Andrea Pauly, responsable asociada de gestión de programas, coordinadora de Sharks MOU

†Paul Hoetjes, asesor de políticas de conservación de la naturaleza en el Ministerio de Agricultura, Naturaleza y Calidad Alimentaria de los Países Bajos

Irene Kingma, directora del Programa de naturaleza y alimentación sostenible de Stichting De Noordzee

Susan Millward, directora del Programa de animales marinos del Animal Welfare Institute.

Heins Bent-Hooker, Dirección de asuntos de recursos marinos, costeros y acuáticos, Ministerio de Medio Ambiente, Colombia

Julia Horrocks, catedrática, Universidad de West Indies (UWI) Cave Hill Campus, Barbados.

Jean Vermot, punto focal de SPAW y coordinador europeo e internacional de medio ambiente marino, Ministerio para la Transición Ecológica, Francia

Elisabeth Fries, exoficial de apoyo de CAR-SPAW

Sandrine Pivard, exdirectora ejecutiva, CAR-SPAW

con la aportación de:

Jim Ellis, director general de Compass Marine and Offshore

Océane Beaufort, coordinadora de la red de tiburones de las Antillas francesas / consultora medioambiental

Simon Pierce, científico principal Scientist de Marine Megafauna Foundation; fotógrafo de y escritor de vida silvestre en la revista Nature Tripper Magazine

Mario Espinosa, catedrático / investigador de la Universidad de Costa Rica

Gonzalo Araujo, director ejecutivo del Instituto de Investigación de Grandes Vertebrados Marinos de Filipinas

Referencias

- Abreo, N. A. S., Blatchley, D., y Superio, M. D. (2019). Stranded whale shark (*Rhincodon typus*) reveals vulnerability of filter-feeding elasmobranchs to marine litter in the Philippines. *Marine Pollution Bulletin* 141:79–83.
- Afonso, P., McGinty, N., y Machete, M. (2014). Dynamics of whale shark occurrence at their fringe oceanic habitat. *PloS One* 9:e102060.
- Araujo, G., Vivier, F., Labaja, J. J., et al. (2017). 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* 27:986–994.
- Araujo, G., Labaja, J., Snow, S., et al. (2020). Changes in diving behaviour and habitat use of provisioned whale sharks: Implications for management. *Scientific Reports* 10:16951.
- Bonfil, R. (1997). Trends and patterns in world and Asian elasmobranch fisheries. In *Elasmobranch biodiversity, conservation and management: Proceedings of the International Seminar and Workshop, Sabah, Malaysia* (pp. 15-24).
- Brand, L. E., y Compton, A. (2007). Long-term increase in *Karenia brevis* abundance along the southwest Florida coast. *Harmful Algae* 6:232–52.
- Cade, D. E., Levenson, J. J., Cooper, R., de la Parra, R., Webb, D. H., y Dove, A. D.M. (2020). Whale sharks increase swimming effort while filter feeding, but appear to maintain high foraging efficiencies. *Journal of Experimental Biology* 223:jeb224402.
- Campagna, C., Short, F. T. Polidoro, B. A. et al. (2011). Gulf of Mexico oil blowout increases risks to globally threatened species. *Bioscience* 61:393–97.
- Capietto, A., Escalle, L., Chavance, P., et al. (2014). Mortality of marine megafauna induced by fisheries: Insights from the whale shark, the world's largest fish. *Biological Conservation*, 174:147–51.
- Castro, A. L. F., Stewart, B. S., Wilson, S. G., Hueter, R. E., Meekan, M. G., Motta, P. J., y Karl, S. A. (2007). Population genetic structure of Earth's largest fish, the whale shark (*Rhincodon typus*). *Molecular Ecology*, 16(24), 5183-5192.
- Chen Che-Tsung, Liu Kwang-Ming and Joung Shoou-Jeng. 1998. Preliminary report on Taiwan's whale shark fishery. TRAFFIC East Asia, Taipei.
- 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. WCPFCSC11-2015/EB-WP-03 Rev. 1. Pohnpei, Federated States of Micronesia.
- Debrot, A. O., De Leon, R., Esteban, N., y Meesters, H. W. G. (2013). Observations on the whale shark (*Rhincodon typus*) in the Dutch Caribbean. *Caribbean Journal of Science*, 47(2–3), 344-349.
- De la Parra Venegas, R., Hueter, R., Cano, J. G., Tyminski, J., Remolina, J. G., Maslanka, M., y Dove, A. (2011). An unprecedented aggregation of whale sharks, *Rhincodon typus*, in Mexican coastal waters of the Caribbean Sea. *PLoS One*, 6(4).
- Escalle, L. H., Murua, J. M., Amande, et al. (2016a). Post-capture survival of whale sharks encircled in tuna purse-seine nets: Tagging and safe release methods. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 26:782–89.
- Escalle, L., Pennino, M. G., Gaertner, D., et al. (2016b). Environmental factors and megafauna spatio-temporal co-occurrence with purse-seine fisheries. *Fisheries Oceanography* 25:433–47.

- Estes, J. A., Heithaus, M., McCauley, D. J., Rasher, D. B., y Worm, B. (2016). Megafaunal impacts on structure and function of ocean ecosystems. *Annual Review of Environment and Resources*, 41:83–116.
- Flewelling, L. J., Adams, D. H., Naar, J. P. *et al.* (2010). Brevetoxins in sharks and rays (Chondrichthyes, Elasmobranchii) from Florida coastal waters. *Marine Biology* 157:1937–53.
- Fontes, J., McGinty, N., Machete, M., y Afonso, P. (2020). Whale shark-tuna associations, insights from a small pole-and-line fishery from the mid-North Atlantic. *Fisheries Research*, 229:105598.
- Fossi, M. C., Baini, M., Panti, C., Galli, M., Jiménez, B., Muñoz-Arnanz, J., y Ramírez-Macías, D. (2017). Are whale sharks exposed to persistent organic pollutants and plastic pollution in the Gulf of California (Mexico)? First ecotoxicological investigation using skin biopsies. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 199, 48-58.
- Fox, S., Foisy, I., De La Parra Venegas, R., Galván Pastoriza, B. E., Graham, R. T., Hoffmayer, E. R., y Pierce, S. J. (2013). Population structure and residency of whale sharks *Rhincodon typus* at Utila, Bay Islands, Honduras. *Journal of fish biology*, 83(3), 574-587.
- Frias-Torres, S., y Bostater Jr., C. R. (2011). Potential impacts of the Deepwater Horizon oil spill on large pelagic fishes. In *Remote Sensing of the Ocean, Sea Ice, Coastal Waters, and Large Water Regions 2011*, 8175:81750F. International Society for Optics and Photonics.
- Furby, K. (2018). A red tide ravaging Florida may have killed a whale shark for the first known time. *The Washington Post*, <https://www.washingtonpost.com/news/speaking-of-science/wp/2018/08/03/a-red-tide-ravaging-florida-may-have-killed-a-whale-shark-for-the-first-known-time/> (consultado el 17 de noviembre de 2020).
- Germanov, E. S., Marshall, A. D., Bejder, L., *et al.* (2018). Microplastics: No small problem for filter-feeding megafauna. *Trends in Ecology & Evolution*, 33:227–32.
- Germanov, E. S., Marshall, A. D., Hendrawan, I. G., *et al.* (2019). Microplastics on the menu: Plastics pollute Indonesian manta ray and whale shark feeding grounds. *Frontiers in Marine Science* 6:679.
- Gines, H. (1972). Carta pesquera de Venezuela. 1. Areas del Noriente y Guayana. Monografía 16. Fund La Salle de Ciencias Naturales. Caracas. 328 pp.
- Graham, R.T. (2003). Behaviour and conservation of whale sharks on the Belize Barrier Reef. PhD thesis, University of York, York. 401pp.
- Graham, R.T., y Roberts, C.M. (2007). Assessing the size growth rate and structure of a seasonal population of whale sharks (*Rhincodon typus* Smith 1828) using conventional tagging and photo identification. *Fisheries Research*, 84: 71-80.
- 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(2), 149-159.
- Graham, R. T., y Roberts, C. M. (2007). Assessing the size, growth rate and structure of a seasonal population of whale sharks (*Rhincodon typus* Smith 1828) using conventional tagging and photo identification, *Fisheries Research*, Volume 84, Issue 1, 2007, pp. 71-80.
- Hacohen-Domené, A., Martínez-Rincón, R. O., Galván-Magaña, F., Cárdenas-Palomo, N., de la Parra-Venegas, R., Galván-Pastoriza, B., y Dove, A. D. (2015). Habitat suitability and environmental factors affecting whale shark (*Rhincodon typus*) aggregations in the Mexican Caribbean. *Environmental biology of fishes*, 98(8), 1953-1964.
- Haetrakul, T., Munanansup, S., Assawawongkasem, N., y Chansue, N. (2009). A case report: Stomach foreign object in whaleshark (*Rhincodon typus*) stranded in Thailand. *Proceedings of the 4th International Symposium on SEASTAR 2000 and Asian Bio-Logging Science (The 8th SEASTAR 2000 Workshop)*:83–85.

- Haskell, P. J., McGowan, A., Westling, A., *et al.* (2014). Monitoring the effects of tourism on whale shark *Rhincodon typus* behaviour in Mozambique. *Oryx* 49:492–99.
- Hoffmayer, E. R., Franks, J. S., y Shelley, J. P. (2005). Recent observations of the whale shark (*Rhincodon typus*) in the northcentral Gulf of Mexico. *Gulf and Caribbean Research*, 17(1), 117-120.
- Hoffmayer, E., McKinney, J., Franks, J., Hendon, J., Driggers, W., Falterman, B., Galuardi, B. y Byrne, M. (2021). Seasonal Occurrence, Horizontal Movements, and Habitat Use Patterns of Whale Sharks (*Rhincodon typus*) in the Gulf of Mexico. *Frontiers in Marine Science*. 7. 10.3389/fmars.2020.598515.
- Hueter, R. E., Tyminski, J. P., y 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(8).
- Ibarra-García, E. C., Ortiz, M., Ríos-Jara, E., Cupul-Magaña, A. L., Hernández-Flores, Á., y Rodríguez-Zaragoza, F. A. (2017). The functional trophic role of whale shark (*Rhincodon typus*) in the northern Mexican Caribbean: Network analysis and ecosystem development. *Hydrobiologia* 792:121–35.
- Joung, S.-J., Chen, C.-T., Clark, E., Uchida, S., y Huang, W. Y. P. (1996). The whale shark, *Rhincodon typus*, is a livebearer: 300 embryos found in one 'megamamma' supreme. *Environmental Biology of Fishes*, 46:219–23.
- Lee, S. (2019). Plastic bag causes death of whale shark in Sabah. <https://www.thestar.com.my/news/nation/2019/02/08/plastic-bag-causes-death-of-whale-shark-in-sabah/> (consultado el 5 de enero de 2021).
- Li, W., Wang, Y., y Norman, B. (2012). A preliminary survey of whale shark *Rhincodon typus* catch and trade in China: an emerging crisis. *Journal of Fish Biology*, 80(5), 1608-1618.
- Matsumoto, R., M. Toda, Y. Matsumoto, *et al.* (2017). Notes on husbandry of whale sharks, *Rhincodon typus*, in aquaria. In *The elasmobranch husbandry manual II: Recent advances in the care of sharks, rays and their relatives*, ed. Smith, M., D. Warmolts, D. Thoney, R. Hueter, M. Murray, y J. Ezcurra, 15–22. Columbus: Special Publication of the Ohio Biological Survey.
- McClain, C.R., Balk, M.A., Benfield, M.C., Branch, T.A., Chen, C., Cosgrove, J., Dove, A.D., Gaskins, L.C., Helm, R.R., Hochberg, F.G. y Lee, F.B., (2015). Sizing ocean giants: patterns of intraspecific size variation in marine megafauna. *PeerJ*, 3, p.e715.
- McKinney, J.A. Hoffmayer, E.R., Holmberg, J., Graham, R. T., Driggers, W.B., de la Parra-Venegas, R., Galvan-Pastoriza, B.E., Fox, S., Pierce, S.J., y Dove, A.D.M. (2017). Long term assessment of whale shark population demography and connectivity using photo-identification in the Western Atlantic Ocean. *PLoS One* 12(8): e0180495
- Meekan, M. G., B. M. Taylor, E. Lester, *et al.* (2020). Asymptotic growth of whale sharks suggests sex-specific life-history strategies. *Frontiers in Marine Science* 7:774.
- McKinney, J., Hoffmayer, E., Wu, W., Fulford, R., y 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. 10.3354/meps09777.
- McKinney, J.A., Hoffmayer, E.R., Holmberg, J., Graham, R.T., Driggers, W.B. 3rd, de la Parra-Venegas, R., Galván-Pastoriza, B.E., Fox, S., Pierce, S.J., y Dove, A.D.M., (2017). Long-term assessment of whale shark population demography and connectivity using photo-identification in the Western Atlantic Ocean. *PLoS One*. 17;12(8):e0180495. doi: 10.1371/journal.pone.0180495. PMID: 28817569; PMCID: PMC5560665.
- 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. y Tyminski, J.P., (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(4), pp. 199-212.

Neubauer, P., Richard, Y., y Clarke, S. (2018). Risk to the Indo-Pacific Ocean whale shark population from interactions with Pacific Ocean purse-seine fisheries. WCPFC-SC14-2018/SA-WP-12 (rev. 2). Western and Central Pacific Fisheries Commission.

Norman, B. M., Holmberg, J. A., Arzoumanian, Z., Reynolds, S. D., Wilson, R. P., Rob, D., Pierce, S. J., Gleiss, A. C., 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. D. M., Hueter, R., Ponzo, A., Araujo, G., Aca, E., David, D., Rees, R., Duncan, A., Rohner, C. A., Prebble C. E. M., Hearn A., Acuna, D., Berumen, M. L., Vázquez, A., Green, J., Bach, S.S., Schmidt, J.V., Beatty, S.J., Morgan, D.L. (2017). Undersea Constellations: The Global Biology of an Endangered Marine Megavertebrate Further Informed through Citizen Science, *BioScience*, Volumen 67, Número 12, Páginas 1029–1043, <https://doi.org/10.1093/biosci/bix127>

Ong, J. J. L., Meekan, M. G., Hsu, H. H., Fanning, L. P., y Campana, S. E. (2020). Annual bands in vertebrae validated by bomb radiocarbon assays provide estimates of age and growth of whale sharks. *Frontiers in Marine Science*, 7:188.

Parton, K. J., Galloway, T. S., y Godley, B. J. (2019). Global review of shark and ray entanglement in anthropogenic marine debris. *Endangered Species Research*, 39:173–90.

Perry, C. T., E., Clingham, D. H., Webb, *et al.* (2020). St. Helena: An important reproductive habitat for whale sharks (*Rhincodon typus*) in the south central Atlantic. *Frontiers in Marine Science*, 7:899.

Perry, C. T., Figueiredo, J., Vaudo, J. J., Hancock, J., Rees, R., y Shivji, M. (2018). Comparing length-measurement methods and estimating growth parameters of free-swimming whale sharks (*Rhincodon typus*) near the South Ari Atoll, Maldives. *Marine and Freshwater Research*, 69:1487–95.

Pierce, S.J., y Norman, B. (2016). *Rhincodon typus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016

Pierce, S. J., Grace, M. K., y Araujo, G. (2021a). Whale shark conservation. In *Whale Sharks: Biology, Ecology, & Conservation*. Taylor y Francis.

Pierce, S. J., Pardo, S. A., Rohner, C. A., Matsumoto, R., Murakumo, K., Nozu, R., Dove, A. D. M., y Meekan, M. G. (2021b). Whale shark reproduction, growth, and demography. In *Whale Sharks: Biology, Ecology, & Conservation*. Taylor y Francis.

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*, 84:102–08.

Ramírez-Macías, D., M., Meekan, R., De La Parra-Venegas, F., Remolina-Suárez, M., Trigo-Mendoza, y R., Vázquez-Juárez. (2012). Patterns in composition, abundance and scarring of whale sharks *Rhincodon typus* near Holbox Island, Mexico. *Journal of Fish Biology*, 80:1401–16.

Ramírez-Macías, D., N. Queiroz, S. J., Pierce, N. E., Humphries, D. W., Sims, J. y Brunnschweiler, M. (2017). Oceanic adults, coastal juveniles: Tracking the habitat use of whale sharks off the Pacific coast of Mexico. *PeerJ* 5:e3271

Riley, M. J., Harman, A., y Rees, R. G. (2009). Evidence of continued hunting of whale sharks *Rhincodon typus* in the Maldives. *Environmental Biology of Fishes*, 86(3), 371.

Robinson, D. P., Jaidah, M. Y., Bach, S., *et al.* (2017). Some like it hot: Repeat migration and residency of whale sharks within an extreme natural environment. *PLoS One* 12:e0185360.

Rohner, C., Norman, B., Reynolds, S., Araujo, G., Holmberg, J., y Pierce, S. (2021). Population ecology of whale sharks. In *Whale Sharks: Biology, Ecology, & Conservation*. Taylor y Francis.

Rohner, C. A., Richardson, A. J., Jaine, F. R. A., *et al.* (2018). Satellite tagging highlights the importance of productive Mozambican coastal waters to the ecology and conservation of whale sharks. *PeerJ* 2018:e4161.

Román, M. H., Aires-Da-Silva, A., y Vogel, N. W. (2018). Whale shark interactions with the tuna purse-seine fishery in the Eastern Pacific Ocean: Summary and analysis of available data. BYC-08 INF-A. Inter-American Tropical Tuna Commission.

- Romero, A., Agudo, A. I., y Salazar, C. (2000). Whale shark records and conservation status in Venezuela. *Biodiversity*, 3(1):11-15
- Rowat, D., y Brooks, K. S. (2012). A review of the biology, fisheries and conservation of the whale shark *Rhincodon typus*. *Journal of fish biology*, 80(5), 1019-1056.
- Rowat, D., Womersley, F., Norman, B. M., y Pierce, S. J. (2021). Human threats to whale sharks. In *Whale Sharks: Biology, Ecology, & Conservation*. Taylor y Francis.
- Ryan, J. P., Green, J. R., Espinoza, E., y Hearn, A. R. (2017). Association of whale sharks (*Rhincodon typus*) with thermo-biological frontal systems of the eastern tropical Pacific. *PLoS One* 12:1–22.
- Sánchez, L., Briceño Y., Tavares R., Ramírez-Macías D., y Rodríguez J. P. (2020). «Decline of Whale Shark Deaths Documented by Citizen Scientist Network along the Venezuelan Caribbean Coast.» *Oryx: The Journal of the Fauna Preservation Society*, 54 (5): 600–601.
- Sequeira, A. M., Mellin, C., Meekan, M. G., Sims, D. W., y Bradshaw, C. J. (2013). Inferred global connectivity of whale shark *Rhincodon typus* populations. *Journal of Fish Biology*, 82(2), 367-389.
- Sequeira, A. M., Mellin, C., Fordham, D. A., Meekan, M. G., y Bradshaw, C. J. (2014). Predicting current and future global distributions of whale sharks. *Global Change Biology*, 20(3), 778-789.
- Schmidt, J. V., Schmidt, C. L., Ozer, F., Ernst, R. E., Feldheim, K. A., Ashley, M. V., y Levine, M. (2009). Low genetic differentiation across three major ocean populations of the whale shark, *Rhincodon typus*. *PLoS one*, 4(4).
- Steinke, D., Bernard, A. M., Horn, R. L., Hilton, P., Hanner, R., y Shivji, M. S. (2017). DNA analysis of traded shark fins and mobulid gill plates reveals a high proportion of species of conservation concern. *Scientific reports*, 7(1), 1-6.
- Sturm, M. L. (1991). The living resources of the Caribbean Sea and adjacent regions. *Caribbean marine studies. Carenage*, 2(1), 18-44.
- Thums, M., Meekan, M. G., Stevens, J. D., *et al.* (2013). Evidence for behavioural thermoregulation by the world's largest fish. *Journal of the Royal Society Interface* 10:20120477.
- Tyminski, J.P., de la Parra-Venegas, R., González, Cano, J. y Hueter, R.E., (2015). Vertical movements and patterns in diving behavior of whale sharks as revealed by pop-up satellite tags in the eastern Gulf of Mexico. *PLoS one*, 10(11), p.e0142156.
- Wilcox, C., N. J. Mallos, G. H. Leonard, *et al.* (2016). Using expert elicitation to estimate the impacts of plastic pollution on marine wildlife. *Marine Policy* 65:107–14.
- World Conservation Monitoring Centre, IUCN. (1998). Species under threat. Whale shark - *Rhincodon typus* Smith, 1828. Internet Website.
- Yagishita, N., Ikeguchi, S.I. y Matsumoto, R., (2020). Re-Estimation of Genetic Population Structure and Demographic History of the Whale Shark (*Rhincodon typus*) with Additional Japanese Samples, Inferred from Mitochondrial DNA Sequences. *Pacific Science*, 74(1), pp. 31-47.