



NOTIFICACIÓN A LAS PARTES

No. 2024/133

Ginebra, 4 de diciembre de 2024

ASUNTO:

ECUADOR

Consulta con los Estados del área de distribución sobre una propuesta para transferir a las rayas *Mobula* y cualquier otra especie dentro de la familia Mobulidae del Apéndice II al Apéndice I

1. Esta Notificación se publica a petición del gobierno de Ecuador.
2. De conformidad con la Resolución Conf. 8.21 (Rev. CoP16) sobre *Consulta con los Estados del área de distribución sobre las propuestas de enmienda a los Apéndices I y II*, el gobierno de Ecuador desea consultar a los Estados del área de distribución.
3. El gobierno de Ecuador ha sometido a la consideración de la 20 reunión de la Conferencia de las Partes una propuesta para transferir a las rayas *Mobula* (*Mobula alfredi*, *M. birostris*, *M. tarapacana*, *M. mobular*, *M. thurstoni*, *M. eregoodoo*, *M. kuhlii*, *M. hypostoma*, y *M. munkiana*), y cualquier otra especie dentro de la familia Mobulidae del Apéndice II al Apéndice I, sobre la base de los criterios adoptados en la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP17) Anexo 1, Criterio C.
4. En consecuencia, el gobierno de Ecuador solicita a los Estados del área de distribución que proporcionen toda la información disponible sobre el estado de conservación (distribución, tamaño de la población, estructura y tendencias), y sobre el comercio nacional e internacional legal de especímenes, partes y derivados, así como información sobre el comercio ilegal (decomisos y confiscaciones).
5. Se invita a todos los Estados del área de distribución a enviar sus respuestas a esta Notificación antes del **15 de diciembre de 2024**, directamente a la Autoridad Administrativa CITES de Ecuador (no a la Secretaría), por correo electrónico: cites@ambiente.gob.ec.

Secretaría de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES)

Dirección postal:
Secretaría CITES
Palais des Nations
Avenue de la Paix 8-14
1211 Ginebra 10, Suiza

cites.org

CONVENCIÓN SOBRE EL COMERCIO INTERNACIONAL DE ESPECIES
AMENAZADAS DE FAUNA Y FLORA SILVESTRES



Vigésima reunión de la Conferencia de las Partes

EXAMEN DE LAS PROPUESTAS DE ENMIENDA A LOS APÉNDICES I Y II

A. Propuesta

Transferencia de las rayas *Mobula* (mantas y rayas diablo) *Mobula alfredi*, *M. birostris*, *M. tarapacana*, *M. mobular*, *M. thurstoni*, *M. eregoodoo*, *M. kuhlii*, *M. hypostoma*, y *M. munkiana*, y cualquier otra especie putativa dentro de la familia monogénica Mobulidae, del Apéndice II al Apéndice I de conformidad con el Artículo II, párrafo 1 de la Convención y cumpliendo con el Criterio C (i y ii) del Anexo 1 de la Resolución Conf. 9.24 (Rev. CoP17), debido a que sus poblaciones están disminuyendo gravemente a causa de una pesca no sostenible, parte de la cual ingresa al comercio internacional.



Figura 1. Ilustración de las nueve especies válidas de rayas mobula. Derechos de autor Marc Dando.

B. Autor de la propuesta

Ecuador y XX*

* Las denominaciones geográficas empleadas en este documento no implican juicio alguno por parte de la Secretaría CITES (o del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente) sobre la condición jurídica de ninguno de los países, zonas o territorios citados, ni respecto de la delimitación de sus fronteras o límites. La responsabilidad sobre el contenido del documento incumbe exclusivamente a su autor.

C. Justificación

1. Taxonomía

1.1 Clase: Chondrichthyes (Subclase: Elasmobranchii)

1.2 Orden: Myliobatiformes

1.3 Familia: Mobulidae

1.4 Género y especies, incluyendo autor y año:

Mobula mobular (Bonnaterre, 1788), *M. birostris* (Walbaum, 1792), *M. hypostoma* (Bancroft, 1831), *M. kuhlii* (Müller y Henle, 1841), *M. eregoodoo* (Cantor, 1849), *M. alfredi* (Krefft, 1868), *M. tarapacana* (Philippi, 1892), *M. thurstoni* (Lloyd, 1908), y *M. munkiana* (Notarbartolo di Sciara, 1987).

1.5 Sinónimos científicos:

Ver Anexo 1. (White et al. (2018); Hosegood et al. (2020); y Notarbartolo di Sciara, et al. (2020))

1.6 Nombres comunes:

En Inglés, la familia Mobulidae son llamados manta y devil ray (colectivamente, mobulids). En Francés: mante y raie diable. En español: manta rayas y raya diablo. Para los nombres comunes de las nueve especies, ver Anexo I.

1.7 Número de código: No aplicable.

2. Resumen:

El comercio global de productos de las rayas *Mobula* ha continuado creciendo y diversificándose en la última década a pesar de su inclusión en el Apéndice II de la CITES, y es insostenible. La sobrepesca de estas rayas biológicamente vulnerables, impulsada en parte por el comercio legal e ilegal, está agravando las persistentes y significativas disminuciones de sus poblaciones en todo el mundo, lo que resulta en la presunta extinción comercial y en extirpaciones locales (Venables et al. 2024; de Boer et al., 2024; Laglbauer et al. [en prensa]; Diamant et al. [en prensa]; Palacios et al. [en prensa]).

Todas las rayas *Mobulas* están listadas como En Peligro o Vulnerables en La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN, con tendencias de declive. La inclusión en el Apéndice I es necesaria para detener el comercio internacional de todas las especies de rayas *Mobula*.

Mantas y rayas diablo (las rayas *Mobula*, familia Mobulidae), son nueve especies altamente migratorias que se distribuyen en aguas tropicales y subtropicales de todo el mundo (Stevens et al. 2024). Esta familia monogénica se caracteriza por adaptaciones únicas de filtración del alimento (White et al. 2018; Hosegood et al. 2020; Notarbartolo di Sciara et al. 2020). Son extremadamente vulnerables biológicamente debido a sus rasgos de historia de vida conservadores, como su lento crecimiento y maduración tardía (Notarbartolo-di-Sciara 1988; Marshall y Bennett 2010; Pardo et al. 2016), y poseen una de las menores tasas de fecundidad de todos los elasmobranchios. Después de alcanzar la madurez a una edad promedio de 10 años, típicamente dan a luz a una sola cría cada dos o tres años (en algunas subpoblaciones hasta ocho años). Además, su hábitat costero y pelágico y sus comportamientos de agregación las exponen a la captura dirigida e incidental en la mayoría de las pesquerías artesanales e industriales (Dulvy et al. 2014; Croll et al. 2016; Alfaro-Cordova et al. 2017; Stewart et al. 2018; Fernando y Stewart 2021; Palacios et al. 2023; Laglbauer et al. [En Prensa]).

Históricamente, las rayas *Mobulas* han sido descartadas en pesquerías comerciales, ya que su carne se consideraba de baja calidad. En décadas recientes, pesquerías dirigidas impulsadas por la demanda de placas branquiales secas de rayas *Mobulas*, comercializadas como medicinas tradicionales, han llevado a una expansión del comercio internacional hacia centros clave en Asia (Croll et al. 2016; O'Malley et al. 2017; Palacios et al. [En Prensa]). Consecuentemente, todas las rayas *Mobulas* han sido listadas en el Apéndice II de la CITES desde 2013–2016. A pesar de ello, la disminución persistente de sus poblaciones de hasta

el 92% han continuado (Ward-Paige et al. 2013; Lewis et al., 2015; Moazzam, 2018; Fernando y Stewart, 2021; Carpenter et al., 2023; Venables et al. 2024; Rojas-Perea et al. [En Revisión]; Laglbauer et al. [En Prensa]), y la reducción media en el tamaño corporal (ancho del disco) – otro indicador de alta presión pesquera – ha sido documentada en múltiples especies y lugares (Fernando y Stewart 2021; Laglbauer et al. 2024 [En Prensa]).

En la década transcurrida desde su inclusión en el Apéndice II, el comercio de placas branquiales de rayas *Mobula* no ha sido regulado ni limitado de manera eficiente a niveles sostenibles (Palacios et al. [En Prensa]).

Muy pocos Dictámenes de extracción no perjudicial y ningún Dictamen de adquisición legal han sido compartidos. Solo cinco Partes (menos del 5% de los Estados del área de distribución) han reportado comercio a la CITES, pero el análisis de la Base de Datos de Comercio de la CITES (2017 - 2021) ha puesto de relieve un aumento preocupante y un alto volumen en el comercio reportado de placas branquiales a nivel mundial, lo que resultó en el primer Examen del Comercio Significativo para este taxón. Además, hay un significativo comercio ilegal y no reportado proveniente de otros 22 Estados del área de distribución, y los productos de rayas *Mobula* se venden a precios más altos que antes de las inclusiones en el Apéndice II, sin una reducción observada en la oferta o la demanda (ver sección 6.4). El comercio internacional de carne de rayas *Mobula*, que anteriormente había sido pasado por alto (no reportado en la Base de Datos de Comercio de la CITES), también está propiciando la mortalidad pesquera y las disminuciones poblacionales (Palacios et al. [En Prensa]).

Si bien la mejora de la capacidad para la gestión pesquera, cumplimiento y la recolección de datos son cruciales, estos esfuerzos por sí solos no detendrán las continuas disminuciones poblacionales. Transferir estas especies al Apéndice I reducirá de manera más efectiva la presión del comercio, fortaleciendo la cooperación internacional entre las autoridades para prevenir el comercio ilegal, lo que permitirá que estas especies comiencen su recuperación. La transferencia al Apéndice I también complementaría las acciones tomadas por la Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres (CMS, por sus siglas en inglés), que lista a las rayas *Mobulas* en el Apéndice I, prohibiendo su captura en la naturaleza, junto con las medidas de no retención implementadas por las cuatro principales Organizaciones Regionales de Ordenación Pesquera del atún (ver sección 8.1).

3. Características de las especies

3.1 Distribución

Las rayas *Mobulas* están distribuidas mundialmente, principalmente en aguas tropicales y subtropicales. *Mobula birostris*, *M. tarapacana*, *M. mobular*, y *M. thurstoni* se distribuyen circunglobalmente en los Océanos Atlántico, Pacífico e Índico; con incursiones estacionales en las regiones templadas de estos océanos (Notarbartolo di Sciara, 1987). *Mobula alfredi*, *M. eregoodoo*, y *M. kuhlii* están restringidas en el océano Índico y Pacífico Oeste. *Mobula hypostoma* se encuentra restringida al Océano Atlántico, mientras que *M. munkiana* se encuentra exclusivamente en el Océano Pacífico Oriental (Stevens et al. 2024). Dentro de este amplio rango de distribución, las poblaciones de todas las especies de rayas *Mobula* están escasamente distribuidas y con poblaciones altamente fragmentadas, probablemente debido a sus necesidades de recursos y hábitat (Stewart et al. 2018), además de la sobreexplotación. Los mapas de distribución se presentan en el Anexo II.

3.2 Hábitat

Las rayas *Mobula* se encuentran en una amplia variedad de hábitats marinos, desde aguas costeras poco profundas hasta aguas oceánicas. *Mobula alfredi* es principalmente nerítica, típicamente residente en hábitats de arrecifes de coral productivos de grupos de islas, archipiélagos de atolones y costas continentales, pero también se encuentra en zonas de mar abierto donde se desplaza para alimentarse (Marshall et al. 2009; Kashiwagi et al. 2011; Stewart et al. 2018; Harris et al. 2020; Venables et al. 2020; Harris y Stevens 2021; Harris et al. 2024; Braun et al. 2015; Andrzejczek et al. 2020). *Mobula birostris* es más oceánica en su distribución que la *M. alfredi*, sin embargo, también forma agregaciones en zonas costeras, en islas oceánicas, en montañas submarinas (Stewart et al. 2016; Stevens et al. 2018; Harty et al. 2022).

Al igual que *M. birostris*, *Mobula mobular*, *M. thurstoni*, y *M. tarapacana* son especies más oceánicas, distribuyéndose en islas oceánicas, y montes submarinos y de forma estacional, a lo largo de costas productivas con afloramientos regulares (Clark et al. 2006a, b, 2010; Thorrold et al. 2014; Mendonça et al. 2018; Lezama-Ochoa et al. 2019a, 2020; Palacios et al. 2023, 2024; Pate et al. 2023). *Mobula munkiana* tiene preferencia por aguas cálidas, costeras y someras, y se encuentra frecuentemente en bahías, estuarios y a lo largo de plataformas continentales en el Pacífico Oriental, incluyendo el Golfo de California (Notarbartolo di Sciara, 1988; Palacios et al., 2021, 2024). *Mobula hypostoma*, *M. kuhlii* y *M. eregoodoo* son también especies neríticas, prefiriendo hábitats costeros y en las aguas sobre la plataforma continental (Notarbartolo di Sciara, 1987; Notarbartolo di Sciara et al. 2017, 2020; Bucair et al., 2024; Stevens et al. 2024; Boggio-Pasqua et al. [En Revisión]).

3.3 Características biológicas

Las especies de rayas *Mobula* se reproducen por viviparidad aplacentaria y tienen estrategias de vida tipo K, siendo selectivos extremos, y presentando la fecundidad más baja reportada entre los elasmobranchios (Dulvy et al. 2014; Pardo et al. 2016). Esto los hace altamente vulnerables a la explotación y la captura incidental (Couturier et al. 2012; Croll et al. 2016). Esta vulnerabilidad es acentuada por su comportamiento migratorio y de agregación predecible en áreas cercanas a la costa (Palacios et al. 2023).

Las rayas *Mobulas* son de crecimiento lento y de vida larga, con baja fecundidad y largos tiempos de generación (e.j., se estima que son 25 años para las manta rayas). Para las manta rayas, se estima que su longevidad es de al menos 40 años y con una presunta mortalidad natural baja. Las manta rayas dan a luz solo una cría por embarazo, lo cual, en promedio, ocurre cada dos a cinco años en la naturaleza en el caso de *M. alfredi*. El período de gestación es de 12 a 13 meses para *M. alfredi* y alcanzan la madurez sexual alrededor de los 10 años, lo que las convierte en las menos fecundas de todos los elasmobranchios. Con tales características de historia de vida conservadoras, una manta hembra puede producir no más de 5 a 15 crías a lo largo de su vida (Homma et al. 1999; Marshall et al. 2011b, c; Couturier et al. 2012; Deakos et al. 2012; Dulvy et al. 2014; Kashiwagi 2015; Stevens, 2016; Armstrong et al. 2020). Los parámetros de historia de vida para *M. birostris* son probablemente similares a los de *M. alfredi*, sin embargo, faltan información (Stewart et al. 2018). La tasa de crecimiento intrínseco de las especies de raya diablo oceánicas y de mayor tamaño (*M. mobular*, *M. tarapacana* y *M. thurstoni*) se estima que es similar a la de las manta rayas, ya que la tasa intrínseca de aumento poblacional máximo (r_{max}) para *M. mobular* es igual a 0.077 por año, lo que indica que existe el potencial de llevar a las rayas diablo a la extinción local incluso con niveles bajos de mortalidad pesquera (Pardo et al. 2016; Fernando y Stewart 2021). Aunque la mayoría de las especies de raya diablo pigmea (*M. hypostoma*, *M. kuhlii*, *M. eregoodoo* y *M. munkiana*) están poco estudiadas, los datos sugieren que comparten los mismos rasgos de historia de vida que sus parientes de mayor tamaño. Estudios sobre *M. kuhlii* y *M. eregoodoo* indican que estas especies tienen una producción reproductiva muy baja; dando a luz a una sola cría y potencialmente con partos bienales o trienales (Broadhurst et al. 2018). Por lo tanto, las subpoblaciones de todas las especies de rayas *Mobulas* son excepcionalmente vulnerables a la extirpación, se recuperan lentamente una vez explotadas, y la posibilidad de una recolonización exitosa es baja.

La mayoría de las especies de rayas *Mobulas* se alimentan principalmente de organismos zooplanctónicos, como eufáusidos, copépodos, misidáceos, larvas de decápodos y camarones, aunque algunos estudios han observado también su consumo de peces pequeños y medianos (Stewart et al. 2018a). Las dos excepciones son *M. tarapacana* y *M. eregoodoo*, que parecen especializarse en la captura de pequeños peces que forman cardúmenes (White et al. 2006b; Notarbartolo di Sciara et al., 2020). Anteriormente se pensaba que las rayas *Mobulas* se alimentaban principalmente en la superficie durante el día, pero estudios recientes han demostrado que la mayoría de las especies tienen un patrón de alimentación más complejo, alimentándose también presas en aguas más profundas (Couturier et al. 2014; Stewart et al. 2016, 2018b; Burgess et al. 2019; Peel et al. 2019; Armstrong et al. 2020; Harris et al. 2021). Tanto *M. birostris* (profundidad máxima de 1,246 metros) como *M. tarapacana* (profundidad máxima de 1,637 metros) han sido documentadas sumergiéndose en la zona batipelágica, posiblemente en busca de presas (Thorrold et al. 2014). Las rayas diablo pigmeas, aunque generalmente usan hábitats más costeros, también pueden bucear a bastante profundidad, con *M. munkiana* alcanzando una profundidad máxima de 126 metros (Andrzejczek et al. 2022).

Las rayas *Mobulas* realizan migraciones significativas (>1,000 km) a través de amplios rangos geográficos y entre aguas oceánicas y costeras. Por ejemplo, el marcaje satelital de la *M. tarapacana* demostró migraciones de distancias lineales de hasta 3,800 km a lo largo de varios meses, mientras que la *M.*

mobular se desplazó 1,400 – 1,800 km, atravesando regiones tropicales oligotróficas y aguas subtropicales. *Mobula alfredi* en las Maldivas regularmente viaja cientos de kilómetros entre zonas de agregación de forma estacional (Harris y Stevens, 2021), y transnacionalmente a más de 500 kilómetros entre áreas situadas en Mozambique y Sudáfrica (Jaine *et al.* 2014; Thorrold *et al.* 2014; Francis y Jones 2016; Aruaz *et al.* 2019; Marshall *et al.* 2023; Setyawan *et al.* [En Revisión]).

Las rayas Mobulas han sido documentadas formando agregaciones estacionales en pequeños y grandes grupos alrededor del mundo, con números variando entre un par de individuos a decenas de miles (Palacios *et al.* 2023; Stevens *et al.* 2024). Las agregaciones suelen estar relacionadas con el acceso a fuentes de alimento concentradas, cortejo y reproducción, evasión de depredadores y otras funciones (Bucair *et al.* 2021; Palacios *et al.* 2023). El comportamiento migratorio, combinado con estas agregaciones predecibles en áreas de fácil acceso, las hace vulnerables a las pesquerías tanto costeras como de alta mar (Couturier *et al.* 2012; Croll *et al.* 2012; Thorrold *et al.* 2014). En ciertas ocasiones, cientos de rayas Mobulas en agregación han sido capturados incidentalmente en el mismo evento de pesca (Lezama-Ochoa *et al.* 2019). Este riesgo es aún mayor para las rayas diablo menos estudiadas y protegidas, que son más propensas a agruparse en grandes números (Palacios *et al.* 2023).

3.4 Características morfológicas

Las rayas Mobulas se diferencian de otras rayas por su gran tamaño y su forma de diamante con aletas pectorales elongadas en forma de alas, sus ojos en posición lateral, bocas anchas y aletas cefálicas que se extienden anteriormente delante de la cabeza (Notarbartolo di Sciara, 1987). Las mantarrayas tienen bocas terminales orientadas hacia adelante, mientras que las rayas diablo tienen bocas subterminales, ubicadas en la parte inferior de la cabeza (Stevens *et al.* 2024).

Cada raya *Mobula* tiene cinco pares de arcos branquiales (las estructuras esqueléticas que sostienen las branquias y placas branquiales), cada uno de los cuales está rodeado internamente por un apéndice prebranquial, o placa branquial. Estas estructuras funcionan como filtros, separando el alimento planctónico de la columna de agua y permitiendo a las rayas alimentarse (Paig-Tran *et al.* 2013; Stevens *et al.* 2018). Las placas branquiales secas de mobúlidos pueden diferenciarse visualmente mediante tres características simples: tamaño, patrón de color (uniforme o bicolor) y borde del lóbulo (liso o dentado).

3.5 Roles de las especies en el ecosistema

Como las ballenas de barbas, las cuales también se alimentan en los niveles bajos de la cadena alimentaria, las rayas Mobulas son especies indicadoras de la salud general del ecosistema (Roman *et al.* 2014; Stevens, 2016; Dulvy *et al.* [En Revisión]). Estudios han propuesto que la extirpación de los grandes organismos filtradores de los ecosistemas marinos puede resultar en un cambio significativo de la composición de las especies en un efecto cascada (Springer *et al.* 2003). Como megafauna marina, al morir, las rayas *Mobula* también contribuyen significativamente a las caídas de materia orgánica, apoyando a la fauna en entornos de aguas profundas, aumentando la transferencia de carbono desde la superficie del océano hacia el fondo marino y facilitando el secuestro de carbono en las profundidades oceánicas (Higgs *et al.* 2014; Mariani *et al.* 2020). *Mobula alfredi* ha sido documentada viajando a zonas de alta mar para alimentarse en zooplancton mesopelágico, para después regresar a zonas de arrecifes de coral cercanos a la costa durante el día, donde excretan (Couturier *et al.* 2013; Braun *et al.* 2014). De esta manera, *M. alfredi* crea conexiones entre los arrecifes de coral poco profundos y los ecosistemas de aguas más profundas, facilitando potencialmente el transporte horizontal de nutrientes entre estos entornos (Peel *et al.* 2019; Harris *et al.* 2021).

4. Estado y tendencias

4.1 Tendencia del hábitat

La sobrepesca puede afectar indirectamente a las rayas Mobulas al interrumpir la red trófica marina, reduciendo las poblaciones de zooplancton y peces mediante la eliminación de depredadores que regulan a las especies que se alimentan de plancton, degradando la salud general del ecosistema, disminuyendo el hábitat. Otras amenazas indirectas como el cambio climático y amenazas antropogénicas, como la contaminación acústica, la sedimentación y los derrames de petróleo, también contribuyen a la degradación del hábitat (Stewart *et al.* 2018). Como zooplanctívoros pelágicos, las rayas Mobulas son particularmente vulnerables a los efectos del cambio climático debido a la alteración de los procesos

ecológicas causada por el aumento de las temperaturas del mar y la acidificación de los océanos, lo que genera fluctuaciones a gran escala y disminuciones generales en la abundancia de sus presas zooplanctónicas (Richardson, 2008; Dam y Baumann 2017; Armstrong et al. 2021; Heneghan et al. 2023). Además, la degradación y pérdida global de los hábitats de arrecifes de coral, que proporcionan alimento, estaciones de limpieza, refugios térmicos y áreas de reproducción, probablemente tenga un impacto negativo en las rayas Mobulas, que dependen de estos importantes ecosistemas; en especial, las especies de manta rayas y raya diablo pigmeas (Pandolfi et al. 2003; Sale y Hixon 2014; Stewart et al., 2018; Eddy et al. 2021). También se ha demostrado que las alteraciones en los ecosistemas terrestres afectan a las poblaciones de rayas Mobulas (McCauley et al. 2012).

4.2 Tamaño de la población

La población global de manta rayas ha sido estimada aproximadamente en unos ~150,000 individuos para *M. birostris* y 80,000 *M. alfredi* (Stevens et al. [En Revisión]). La mayoría de las subpoblaciones identificadas son pequeñas (~100 a 2,000 individuos) (Luiz et al. 2009, Kashiwagi et al. 2011; Deakos et al. 2011; Marshall et al. 2011; Couturier et al. 2014; Kashiwagi 2014; Carpentier et al. 2019; Germanov et al. 2019; Beale et al. 2019; Setyawan et al. 2022; Knochel et al. 2022; Lassauce et al. 2024; Hilbourne et al. [En Revisión]). Algunas superpoblaciones se han estimado en ciertas regiones: 4,901 en las Maldivas (*M. alfredi*, Nickoson-Jack et al. 2021; Strike et al. 2022) y una población de 22,316 en Ecuador (*M. birostris*, Harty et al. 2022). A nivel local, la abundancia de rayas Mobula varía de forma sustancial y probablemente dependa de la disponibilidad de alimento y del grado en que las subpoblaciones han sido, o están siendo, explotadas pesqueramente (Stewart et al. 2018).

Por ejemplo, en las Maldivas, donde todas las rayas Mobulas están protegidas, se pueden encontrar agregaciones de hasta 250 individuos de *M. alfredi* en sitios clave de alimentación (Stevens, 2016; Harris et al., 2020; Armstrong et al. 2021; Harris y Stevens, 2021). Sin embargo, a menudo existe poca conectividad entre sitios separados y un alto grado de residencia, lo que hace que *M. alfredi* sea particularmente vulnerable a la disminución local de sus poblaciones y a la extinción regional (Whitney et al. 2023; Setyawan et al. 2024; Harris et al. 2024). No existen estimaciones de población global para ninguna de las especies de rayas diablo. Se sospechan disminuciones en todo el género, basadas en la disminución de los datos de avistamientos por unidad de esfuerzo (APUE) en poblaciones monitoreadas, datos de desembarques de pesca y evidencia de declives (Fernando y Stevens 2011, Couturier et al. 2012, Hall y Roman 2013, Ward-Paige et al. 2013, Lewis et al. 2015, Croll et al. 2016, Rohner et al. 2017). Se han intentado estimaciones de abundancia mediante estudios aéreos en algunas regiones, como el noroeste del mar Mediterráneo, donde la población de *M. mobular* se estimó en hasta 12,700 individuos (Fortuna et al. 2014, Notarbartolo di Sciara et al. 2015).

4.3 Estructura de la población

En general existe una falta de información de base para evaluar la estructura de la población para la mayoría de las especies de rayas Mobula en toda su área de distribución. Algunos estudios genéticos y de foto-identificación indican que ciertas especies (por ejemplo, *M. alfredi*) tienen poblaciones pequeñas y altamente fragmentadas (Kashiwagi et al., 2014; Humble et al., 2023). Como resultado, la pesca puede disminuir rápidamente las subpoblaciones, y su recuperación es notablemente limitada debido a su conservadora historia de vida.

Investigadores que estudian las agregaciones de *M. birostris* en varias regiones (por ejemplo, Mozambique, México, Fiji, Raja Ampat, Polinesia Francesa y Filipinas), han observado una predominancia de hembras, mientras que en otras ubicaciones (como las Maldivas, Ecuador y Nueva Caledonia) las poblaciones están dominadas por los machos (ver Hilbourne et al. [En Revisión]). En algunos sitios de agregación en diversas partes del mundo, se ha vuelto a avistar con frecuencia a los individuos identificados, mientras que, en otros lugares, generalmente se los vuelve a ver después de muchos años, si es que se los vuelve a ver (Marshall et al., 2009; Harty et al., 2022; Hilbourne et al. [En Revisión]). Se han propuesto áreas de crianza para *M. birostris* en varias ubicaciones del océano Atlántico occidental (Stewart et al., 2018c; Pate et al., 2020).

Por otro lado, los investigadores que estudian poblaciones de *M. alfredi* también han registrado variaciones demográficas. En Mozambique, se ha observado una notable predominancia de hembras, la mayoría de

las cuales han alcanzado la madurez sexual (Marshall et al., 2011a). Sin embargo, en las Maldivas y Hawái, la proporción de sexos está casi igualada, con presencia tanto de juveniles como de adultos (Deakos et al., 2011; Stevens, 2016). Estos estudios también demostraron que los juveniles se segregan de la población adulta, residiendo en áreas donde son menos vulnerables a la depredación. En Ningaloo, Australia, la distribución de machos y hembras y de adultos y juveniles fluctúa a lo largo del año, pero las hembras adultas dominan de manera constante (McGregor 2009, datos no publicados). De los tres sitios de agregación de *M. alfredi* estudiados en el este de Australia, solo el sitio con un mayor número de individuos mostró una marcada predominancia de hembras (Couturier et al., 2011).

Se ha realizado muy poca investigación sobre la estructura poblacional de las rayas diablo. Investigaciones recientes sobre *M. mobular* utilizando microsatélites y ADN mitocondrial en las Islas menores de la Sonda (Lesser Sunda Seascape por su nombre en inglés), Indonesia, revelaron que dentro del área de estudio *M. mobular* se divide en dos subpoblaciones distintas, destacando una fragmentación de la especie (Malik et al., 2022). Estudios de poblaciones en las agregaciones estacionales de *M. tarapacana* en el Archipiélago de San Pedro y San Pablo indicaron una clara segregación por tamaño, probablemente relacionada con la migración reproductiva, como lo sugiere la presencia de cicatrices de apareamiento (Mendonça et al., 2020). La predominancia de hembras en este lugar también sugiere la ocurrencia de segregación sexual. Un estudio sobre la estructura poblacional de *M. thurstoni* en el Mar del Sur de Indonesia concluyó que este grupo representa un solo conjunto genético en esta zona (Wardana et al., 2023). Sin embargo, un estudio sobre la misma especie en Tanzania reveló diferencias genéticas significativas entre las poblaciones de Tanzania y Brasil, así como aislamiento genético entre las poblaciones de Tanzania y Malasia (Rumisha et al., 2024).

4.4 Tendencias poblacionales

Tabla 1: Declives estimados para las rayas Mobulas que cumplen los criterios para ser enlistadas en el Apéndice I de la CITES.

Reference(s)	Study Region	Study Period	Species	Decline
White et al., 2015	Costa Rica	1993-2013	<i>M. tarapacana</i> , <i>M. mobular</i> , <i>M. thurstoni</i>	78%
White et al., 2015	Costa Rica	1993-2013	<i>M. birostris</i>	89%
Rojas et al. 2024 [In Review]	Peru	2000-2023	<i>M. mobular</i> , <i>M. munkiana</i> , <i>M. thurstoni</i>	75%
Lewis et al., 2015	Lakamera, Indonesia	2001-2014	Mobulids	75%
Lewis et al., 2015	Tanjung Luar, Indonesia	2001-2014	Mobulids	94%
Rohner et al., 2013	Mozambique	2003-2011	<i>M. alfredi</i>	88%
Rambahiniarison et al., 2022	Phillipines	2004-2020	<i>M. alfredi</i> ; <i>M. mobular</i>	80%
Fernando & Stewart, 2021	Sri Lanka	2011-2018	<i>M. birostris</i> , <i>M. Mobular</i> , <i>M. tarapacana</i> , <i>M thurstoni</i>	92%
Moazzam, 2018	Pakistan	2013-2018	Mobulids	92.50%
Laglbauer et al. 2024 [In Review]	East Java	2015-2024	<i>M. mobular</i>	89%

A pesar de haber sido enlistadas en el Apéndice II de la CITES (y en el Apéndice I y II de CMS) hace más de una década y con protecciones a nivel nacional en al menos 34 países (Stevens et al. 2024; Laglbauer et al. 2024 [En Revisión]), las poblaciones de rayas Mobulas han continuado mostrando declives pronunciados a nivel global (Ward-Paige et al. 2013; Rohner et al. 2017; Fernando and Stewart 2021; Venables 2020; Carpenter et al. 2023; Venables et al. 2024). Estas tendencias poblacionales en declive, combinado con su vulnerable historia de vida han resultado en que las nueve especies de rayas Mobulas sean incluidas en una categoría de mayor riesgo en La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN (IUCN 2024 - ver Anexo I). Estudios recientes han demostrado persistentes declives poblacionales de hasta un 92.5% (con tiempos de muestreo entre cinco y 21 años) en diversas regiones alrededor del mundo (Ward-Paige et al. 2013; Lewis et al., 2015; Moazzam, 2018; Fernando y Stewart, 2021; Rambahiniarison et al. 2022; Carpenter et al., 2023; Venables et al. 2024; Rojas-Perea et al. [En Revisión] – Tabla 1 y Anexo III), con la extinción comercial y la extirpación local ocurriendo en diversas áreas (Venables et al. 2024; de Boer et al., 2024; Diamant et al. [En Prensa]).

Estas tasas de disminución superan el umbral del 80% de reducción desde la línea de base histórica necesario para incluir una especie acuática de baja productividad y explotada comercialmente en el Apéndice I (ver nota al pie en Anexo 5 de la Conf. 9.24 (Rev CoP17)). Además, ya que las rayas Mobulas están entre las especies marinas con una menor tasa de crecimiento, los miembros de esta familia se encuentran fuera del típico rango de productividad de las especies marinas y califican para su listado aun con menores declives. De hecho, la duración generacional de las rayas Mobulas varía entre 29 años para *M. birostris* y ~13 años para las cuatro rayas diablo pigmeas (IUCN, 2022), lo que significa que la

mayoría de los declives observados han ocurrido en menos de una generación, excediendo el criterio de la CITES para ser enlistadas.

Estudios recientes a lo largo de diferentes cuencas oceánicas han revelado un continuado y alarmante declive en las poblaciones de las rayas Mobulas (Table 1; Anexo III), con los datos más recientes destacando la naturaleza continua de esta tendencia. En el océano Índico, en Java del Este se experimentó un declive del 89% en las tasas de captura a lo largo de nueve años entre 2015 y 2024 (Laglbauer et al., [En Presna]). Estudios en Mozambique han mostrados dramáticos declives del 88-99% para *M. alfredi*, 92.5-94.2% para *M. birostris*, y 81.3-98.8% para *M. kuhlii* entre 2003 y 2023 (Rohner et al., 2013, 2017; Venables et al., 2024). En el océano Pacífico, en Filipinas se registró un declive del 80% en los avistamientos de *M. birostris* a lo largo de 20 años desde 2004 a 2020 (Rambahiniarison et al., 2023), mientras que Perú reportó declives del 75% para *M. mobular*, *M. munkiana*, y *M. thurstoni* a lo largo de 23 años de 2000 a 2023 (Rojas-Perea et al. [En Revisión]).

Estos declives recientes se suman a las reducciones previamente reportadas, incluyendo disminuciones severas en Indonesia a lo largo de 13 años (desde 2001 a 2014), con los desembarcos de *M. tarapacana* reduciéndose en un 99% en Tanjung Luar, 77% en Cilacap y en un 75% en Lamakera (Lewis et al., 2015). Otros declives significativos fueron observados en Sudáfrica a lo largo de 20 años desde 1981 a 2021 (Carpenter et al., 2023), así como marcados declives en Sri Lanka y Pakistán a lo largo de siete años entre 2011 y 2018, con una disminución reportada del 75% para *M. birostris* (Fernando y Stewart, 2021) y del 92.5% en rayas diablo (Moazzam, 2018), respectivamente. En el océano Atlántico, también se han reportado declives sustanciales como en la Isla de Cocos, en Costa Rica, donde se observó un declive del 78% de los avistamientos de *M. tarapacana* y otras especies de rayas Mobulas a lo largo de 20 años desde 1993 a 2013 (White et al., 2015).

El examen de archivos fotográficos del Archipiélago de Chagos recopilados durante operaciones de vigilancia reveló que *M. tarapacana*, *M. mobular* y *M. thurstoni* están siendo capturadas de forma ilegal dentro del área marina protegida de no extracción (Harris et al. 2024). A lo largo de la mayor parte de su rango de distribución, las poblaciones de *M. mobular* y *M. thurstoni* parecen estar en declive debido a la pesca dirigida y la captura incidental (Couturier et al. 2012, Ward-Paige et al. 2013, Croll et al. 2016). Estas disminuciones en muchas regiones se pueden inferir a partir de la reducción en las capturas o avistamientos, en paralelo con un aumento en el esfuerzo de pesca (Couturier et al. 2012, Ward-Paige et al. 2013, Croll et al. 2016). Un estudio reciente que analizó los datos de desembarcos en Tanzania reveló que *M. thurstoni* constituía el 71% de las capturas de rayas Mobula en el país (Rumisha et al. 2024), lo que probablemente llevó a un pronunciado declive local de esta especie. En Muncar, en Java Oriental (2015 – 2024), *M. mobular* (1,228 ind.) y *M. thurstoni* (957) representaron el 95% de las especies de rayas Mobulas desembarcadas (Laglbauer et al. [In review]). Este estudio pone de relieve una tendencia de declive en la tasa de captura de *M. mobular* a lo largo de nueve años, agravado por las disminuciones de las rayas Mobulas reportadas por los pescadores, y una mayoría de especímenes inmaduros en las pesquerías de Muncar indica que es probable que las rayas Mobulas estén sobreexplotadas en Java Oriental. Otro estudio reciente en Congo identificó cinco especies de rayas diablo capturadas por la pesquería artesanal, indicando que dada la intensa y no regulada presión de pesca que existe a lo largo del rango africano de *M. hypostoma*, junto con el bajo potencial reproductivo de esta especie (por ejemplo, Couturier et al., 2012), es probable que las poblaciones en la parte norte de su distribución se hayan visto gravemente afectadas y hayan sido pescadas hasta casi la extinción (de Boer et al., 2024).

Otro fuerte indicador de poblaciones en declive es la reducción en la media del ancho de disco de los individuos. Un estudio que analizó nueve años de datos de desembarcos de pesquerías (2011 – 2020) en Sri Lanka (Fernando y Stewart 2021) encontró evidencia de esta reducción para *M. mobular* (N = 956): 2.8 cm/año, *M. tarapacana* (N = 285): 2.4 cm/año, y *M. thurstoni* (N = 68): 2.2 cm/año. Una disminución significativa en la media del ancho de disco también fue encontrada en *M. mobular* (N = 510) en Java Oriental (2015 – 2024) (Laglbauer et al. 2024 [En Prensa]). Esto es un indicador de cambios demográficos en las poblaciones (individuos más pequeños), que reflejan los impactos de la sobrepesca y los desafíos en la recuperación poblacional. Además, los informes de pescadores y comerciantes sobre las placas branquiales de las rayas diablo indican que se están volviendo más difíciles de obtener, con precios en aumento a medida que la oferta sigue disminuyendo (O'Malley et al. 2017, Palacios et al. [En Prensa]). Se espera la extinción regional en áreas con una intensa y creciente presión pesquera (Lewis et al., 2015).

5. Amenazas

Las principales amenazas para las rayas *Mobulas* son la presión de pesca dirigida y la captura incidental, tanto de la pesca industrial como de las artesanales, ya sean grandes o pequeñas. (Dulvy et al., 2014; Croll et al., 2016; Haque et al. 2022; Pacoureaux et al. 2021; Fernando y Stewart 2021; Venables et al., 2024; Laglbauer et al., [In Review]). Estas pesquerías están parcialmente impulsadas por la demanda nacional e internacional, ya sea legal o ilegal, de la carne de raya *Mobula* y los arcos branquiales (Palacios et al., [In Review]), lo que representa un riesgo de extinción muy alto para especies intrínsecamente vulnerables, con algunas extirpaciones ya documentadas.

Es difícil cuantificar muchas de estas pesquerías, debido a los datos inconsistentes, los datos agrupados con otras especies de rayas o con información a nivel taxon, la identificación incorrecta de especies, la distribución global, pelágica y simpátrica de la mayoría de las especies, y el gran número de pesquerías con las que interactúan (Camhi et al., 2009; Laglbauer et al., [En Revisión]). La mayor cifra de rayas *Mobulas* capturadas incidentalmente en la pesquería industrial está estimada en 13,000 individuos, capturados anualmente en la pesquería de cerco de atún (Hall and Roman 2013). No obstante, algunas de las mayores capturas de rayas *Mobulas* provienen de pesquerías artesanales a gran escala. En India, las rayas *Mobula* representan hasta el 8% de la captura total de elasmobrancios en los sitios de desembarque (Thomas et al., 2022). En Indonesia, las rayas *Mobulas* son capturadas en pesquerías a pequeña escala, particularmente mediante redes de deriva, lo que representa una amenaza significativa para sus poblaciones y ha llevado a disminuciones de hasta el 89% en nueve años en Muncar, Java Oriental (Laglbauer et al., [En Prensa]).

La carne de móbulas derivada de la captura incidental en las pesquerías de cerco de atún y de pesquerías artesanales a menudo se retiene y se consume localmente (aunque datos recientes también demuestran cierto comercio internacional de carne – ver sección 6.4), mientras que la alta demanda de placas branquiales de rayas *Mobula* en los mercados de Asia (China continental, Hong Kong, Singapur, Corea del Sur y Tailandia) incentiva su retención para la exportación (Palacios et al., [En Prensa]).

La Base de Datos de Producción Pesquera de Captura de la FAO para las rayas *Mobulas* lista nueve países que reportaron capturas entre 2000 y 2021: Indonesia, Kenia, Liberia, Mauritania, Pakistán, España, Sri Lanka, Ecuador y Perú. Sin embargo, los hallazgos de encuestas y entrevistas en línea por país, realizadas en 2023, revelan que las rayas *Mobulas* son capturadas y desembarcadas en al menos 43 países, de los cuales 36 no aparecen en la Base de Datos de la FAO. Estos son: Angola, Bangladesh, Benín, Brasil, Camerún, China, Chipre (Chipre del Norte de facto), Francia, Gabón, Ghana, Grecia, Guatemala, India, Irán, Italia, Madagascar, Malasia, México, Mozambique, Myanmar, Omán, Palestina, Filipinas, República del Congo, Santo Tomé y Príncipe, Arabia Saudita, Senegal, Seychelles, Sudán, Taiwán, Tanzania, Túnez, Emiratos Árabes Unidos, Venezuela, Vietnam y Yemen. Además, los hallazgos muestran que las móbulas aparecen como captura incidental descartada en 13 países/territorios, incluidos los países de la Unión Europea, Tailandia, EE. UU., Australia, Nueva Zelanda, Costa Rica, Polinesia Francesa, Maldivas, Turquía y Sudáfrica. *Mobula mobular* (n = 37 países) y *M. birostris* (n = 22 países) surgieron como las especies más registradas geográficamente en los desembarques (Palacios et al., [En Prensa]). Esta discrepancia subraya el problema generalizado de la subestimación nacional en la Base de Datos de Producción Pesquera de Captura de la FAO (Cashion et al., 2019; Fowler et al., 2021), lo que suscita inquietudes sobre la precisión y la transparencia de los datos oficiales de las pesquerías a nivel nacional.

6. Utilización y comercio

Toda la explotación comercial y el comercio de productos de rayas *Mobulas* provienen exclusivamente de animales capturados en su hábitat natural. Las móbulas se utilizan por su carne y por sus apéndices prebranquiales secos (comúnmente llamados placas branquiales). A pesar de las inclusiones en el Apéndice II de la CITES en 2013 y 2016, la demanda de productos de rayas *Mobulas* no ha disminuido, el comercio internacional se ha expandido a nivel mundial y los precios son más altos que hace una década (Palacios et al., [En Prensa]).

Históricamente, las rayas *Mobulas* se utilizaban a nivel local, principalmente por su carne y, en ocasiones, por sus derivados (como el cartílago y la piel). Su carne generalmente se considera de baja calidad y en la mayoría de las regiones no hay pesquerías dirigidas para obtener su carne; sin embargo, a menudo se seca y se etiqueta de manera genérica como "pescado" (Palacios et al., [En Prensa]). En las últimas décadas, la expansión de la cadena de suministro impulsada por la demanda de placas branquiales secas de rayas *Mobulas* ha llevado a un drástico aumento del comercio internacional hacia centros clave en Asia (Croll et

al., 2016; O'Malley et al., 2017). Por ejemplo, el aumento anual estimado en peso de las placas branquiales vendidas en Guangzhou (China) entre 2011 y 2013 fue del 9 % para las manta rayas (*M. birostris* y *M. alfredi*, de 21,876 kg a 23,811 kg), del 107 % para *M. tarapacana* (de 20,324 kg a 42,165 kg) y del 204 % para *M. mobular* y otras rayas diablo (de 17,952 kg a 54,493 kg) (O'Malley et al., 2017).

Si bien algunos practicantes de la Medicina Tradicional China afirman que las placas branquiales de las rayas mobulas forman parte de tratamientos tradicionales, la primera referencia en la literatura de esta rama de la medicina sobre el uso de estas placas data de 1976 (O'Malley et al., 2017). La demanda de las placas branquiales ha llevado a que algunos pescadores dejen de descartar la captura incidental de las rayas Mobulas y empiecen a capturarlas de forma dirigida (Fahmi y Dharmadi, 2015; White et al., 2006a; Fernando y Stevens, 2011; Heinrichs et al., 2011; Dewar, 2002). Por ejemplo, en Sri Lanka, los pescadores evitaban poner sus redes donde se encontraban las rayas Mobulas, y las rayas capturadas incidentalmente eran liberadas de vuelta al mar, a menudo vivas. Sin embargo, tras el rápido crecimiento del comercio de placas branquiales en la última década, actualmente los pescadores desembarcan todas las rayas Mobulas capturadas (D. Fernando, com. pers.).

6.1 Utilización nacional

La carne de rayas Mobulas se consume a nivel local en al menos 34 países (Ghana, Omán, República del Congo, Yemen, Fiji, Polinesia Francesa, Bangladesh, Brasil, Camerún, Gabón, Grecia, Guatemala, India, Indonesia, Irán, Madagascar, Malasia, China, Mauritania, México, Mozambique, Myanmar, Pakistán, Perú, Filipinas, Túnez, Santo Tomé y Príncipe, Senegal, Seychelles, Sri Lanka, Sudán, Venezuela, Vietnam y Emiratos Árabes Unidos). La carne de rayas Mobulas puede consumirse fresca, pero generalmente se congela, se sala o se seca al sol. En algunos países, se procesa en harina de pescado. Las placas branquiales de las rayas Mobulas se extraen y/o consumen a nivel local en al menos 14 países (República del Congo, Chagos (Territorio Británico del Océano Índico), China, Bangladesh, Benín, Gabón, India, Indonesia, Mozambique, Myanmar, Filipinas, Senegal, Sri Lanka y Vietnam), pero generalmente se exportan después de su procesamiento (Palacios et al., [En Prensa]).

6.2 Comercio lícito

Un análisis reciente de la Base de Datos de Comercio de la CITES (2017 – 2021), preparado para el proceso de Examen del Comercio Significativo (RST por sus siglas en inglés) (ver AC32 Doc. 14.2), destacó el aumento y el alto volumen del comercio de las placas branquiales y aletas de estas especies en peligro a nivel mundial, especialmente en Sri Lanka (12,761.65 kg de placas branquiales y 880 kg de aletas), India (6,054.7 kg de placas branquiales) y Yemen (1,418 kg de aletas) (Secretaría de CITES y UNEP-WCMC, 2023) - ver Anexo IV.

La Base de Datos de Comercio de la CITES solo enumeran a cinco Partes de la CITES, tres de las cuales también son Parte de la CMS, que reportaron comercio de una o más especies de rayas Mobulas con fines comerciales capturadas en vida libre entre 2017 y 2021, ya sea como país exportador o de origen (Base de Datos de Comercio de CITES, consultada en mayo de 2024) (Palacios et al., [En Prensa]). Ninguno de estos informes identificó la fuente original de los ejemplares comercializados como provenientes del entorno marino fuera de la zona económica exclusiva de ningún estado (es decir, alta mar). Durante este período, los informes de comercio en la Base de Datos de la CITES incluyeron 7 registros de comercio de aletas y 32 de placas branquiales, todos destinados a Hong Kong, pero no se registraron transacciones de carne. Sri Lanka representó el 64% de todas las placas branquiales y aletas comercializadas y ha sido incluida en el RST.

No hay informes de comercio de carne en la Base de Datos de Comercio de la CITES a pesar de la creciente evidencia de que esta actividad representa una amenaza para estas especies (Palacios et al., [En Prensa]) – ver sección 6.4.

6.3 Partes y derivados en el comercio

Las rayas Mobulas son procesadas en mercados de pescado, en sitios de desembarque y ocasionalmente en el mar por la tripulación de los barcos de pesca en al menos 35 países del área de distribución.

La carne más valorada, proveniente de las aletas pectorales, se separa de las placas branquiales y del resto de la carcasa. La carne de las aletas pectorales se procesa en tiras más pequeñas que, a menudo, se lavan, se salan y luego se cuelgan o se colocan al sol para secarse durante varios días o semanas antes de su venta. También se vende carne fresca para consumo directo (o congelada), y en algunos lugares la carne fresca de las aletas pectorales se filetea en lugar de procesarse en cortes transversales. La carne se consume en varios platos tradicionales, como la Machaca de Mantarraya (México) y la Tortilla de Raya (Perú), pero también se utiliza de manera más general como pescado seco sin especificar en otros platos. Existen registros de carne de rayas Mobula procesada en harina de pescado (Pakistán) (Palacios et al. 2024 [En Prensa]).

Las placas branquiales de las rayas Mobulas, una vez secados son conocidos bajo el nombre comercial de Peng Yu Sai (“鰓魚鱖”, en mandarín), siendo un producto de alto valor e importado desde al menos 14 países hacia al menos 5 países actuando como centros de importación (O'Malley et al., 2017; Palacios et al., [En Prensa]). Las placas branquiales son usados en una serie de medicamentos de la Medicina Tradicional China, que se cree ayudan en la desintoxicación, la anti-inflamación y el tratamiento de exantemas; curan el sarampión infantil, los forúnculos y poseen funciones anticancerígenas y de regulación de la prolactina (Wu, 2016; Zeng et al, 2016; O'Malley et al. 2017; Palacios et al., [En Prensa]). No existe evidencia científica que sugiera propiedades medicinales, pero investigaciones recientes documentan que las placas branquiales acumulan metales pesados y, por lo tanto, son perjudiciales cuando se consumen en grandes cantidades (Ooi et al. 2015).

6.4 Comercio ilícito

A pesar de la inclusión en el Apéndice II de la CITES, el comercio internacional de placas branquiales y las pesquerías que abastecen la demanda comercial no se han reducido a niveles sostenibles. De hecho, el comercio está creciendo y migrando a plataformas en línea, incentivado por los altos precios y valor para los comerciantes en los países de demanda. Esto da como resultado un sistema de ventas menos transparente, donde se vuelve más difícil para las autoridades rastrear y regular a los comerciantes, y dado que la mayoría de los países comercializadores no están reportando ese comercio a la CITES, es probable que gran parte de él sea ilegal (Palacios et al., [En Prensa]).

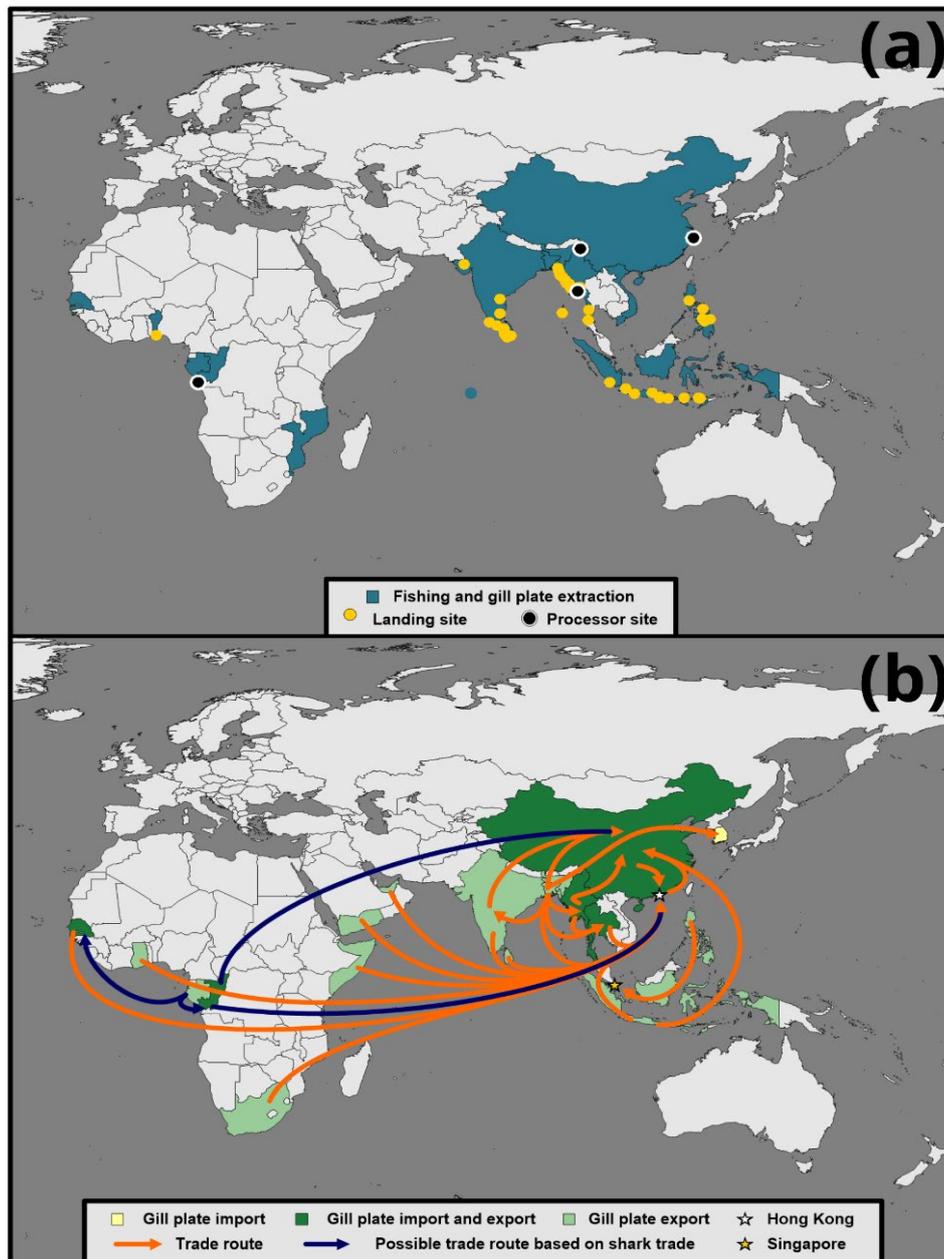


Figura 2: Mapa del comercio global de placas branquiales de rayas *Mobulas*: (a) El mapa indica los países donde se pescan las rayas *Mobulas* y se extraen las placas branquiales. Los sitios específicos de desembarque están resaltados en amarillo, aunque los desembarques pueden ocurrir a lo largo de toda la costa. Los sitios de procesamiento de placas branquiales de rayas *Mobulas* están resaltados en negro. (b) Rutas de exportación e importación de placas branquiales: los países exportadores están resaltados en verde, los países importadores en amarillo y los países que exportan e importan en verde oscuro. Las rutas comerciales están indicadas con flechas. Los intercambios confirmados están en naranja, mientras que las posibles rutas basadas en productos derivados de tiburón están en azul. Se presentan más mapas que muestran la extensión geográfica del consumo y comercio de placas branquiales en el Anexo V

Comercio ilegal de arcos branquiales: Una reciente revisión global del consumo y comercio de carne y placas branquiales de rayas *Mobulas* (Palacios et al., [En Prensa]) reveló que el comercio de rayas *Mobulas* es mucho mayor y más extendido de lo que sugieren los registros en la Base de Datos de Comercio de la CITES, con un comercio ilegal a gran escala que agrava los impactos del comercio legal, el cual probablemente sea también insostenible.

El estudio realizó más de 100 entrevistas a expertos que abarcaron 75 países y reveló que las placas branquiales de rayas *Mobulas* (en especial, de *M. mobular*, *M. tarapacana*, *M. thurstoni* y *M. birostris*) se exportan desde al menos 14 Partes (15 países/territorios: China continental y Hong Kong, Filipinas,

Indonesia, Myanmar, Bangladesh, Sri Lanka, India, Yemen, Tailandia, Sudáfrica, Senegal, Somalia, Ghana y Emiratos Árabes Unidos; la extracción de placas branquiales ha sido reportada en otros países/territorios como el archipiélago de Chagos, Vietnam, Mozambique, Benin, Gabón y la República del Congo) y se exportan internacionalmente a través de Asia y África, con cinco destinos principales en Asia, cuatro de las cuales son Partes, identificados para el comercio de placas branquiales (China y Hong Kong, Singapur, Corea del Sur y Tailandia) (Figura 2). A diferencia de lo registrado en la Base de Datos de Comercio de la CITES donde hay cuatro Partes exportadoras (Sri Lanka, India, Omán, Yemen – los dos últimos declarando solo aletas) y un importador (Hong Kong). Las placas branquiales se transportan y ocultan con otros productos, probablemente utilizando rutas similares a las de las aletas de tiburón. Estas discrepancias entre la Base de Datos de Comercio de la CITES y los hallazgos de Palacios et al. [En Prensa] revelan un incumplimiento generalizado con el listado del Apéndice II de la CITES y un comercio ilegal significativo e insostenible de productos de rayas Mobulas que amenaza la supervivencia de estas especies

Palacios et al. [En Prensa] examinó comercios físicos en Guangzhou y vendedores online a través de cinco plataformas online en China (Figura 3 and Anexo VI). Mientras que los números de los comercios físicos que ofrecían placas branquiales disminuyó desde 2013 a 2023 en Guangzhou (de 60 a 41) y en Hong Kong SAR (de 110 a 95), el número de vendedores online incrementó de forma significativa a lo largo del mismo período (2014 – 2023), de 56 a 94. De forma conjunta, el número de comercios se triplicó, pasando de 41 (comercios físicos) a 135 (comercios físicos y vendedores en línea) entre 2011 y 2023, periodo durante el cual todas las rayas Mobulas fueron incluidas en el Apéndice II de la CITES.

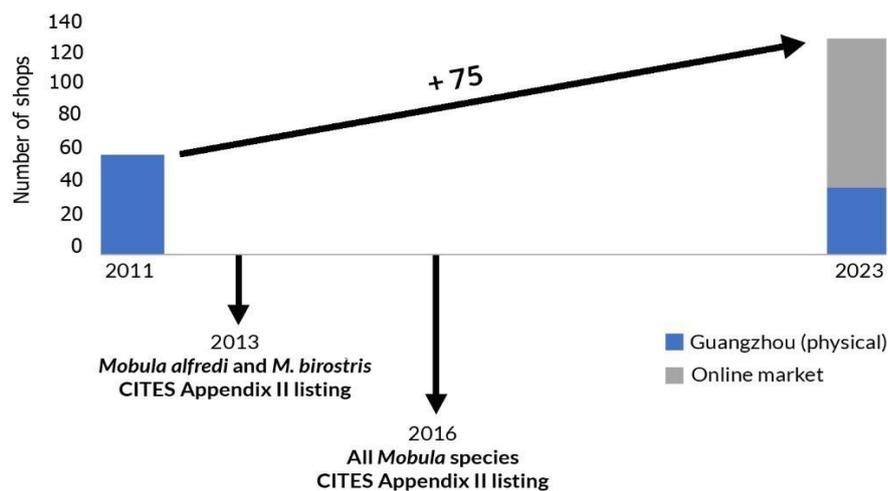


Figura 3: Comercio físico y online de placas branquiales. Las barras azules indican los resultados de la encuesta de tiendas físicas en Guangzhou. Las barras grises indican el número de vendedores en línea en las cinco plataformas chinas más relevantes (Palacios et al. [En Prensa]).

Encuestas de mercado en Hong Kong SAR en 2022 (Hau y Shea 2023), encontró un aumento significativo en los precios de las placas branquiales comparado a los precios de 2015, en especial para las placas branquiales de las especies de manta rayas, las cuales alcanzaron precios alrededor de los 450 USD/kg. A su vez se demostró que la disponibilidad de arcos branquiales en los comercios físicos de Hong Kong SAR no se ha reducido significativamente tras el listado de estas especies en la CITES. De hecho, es muy probable que estos valores estén subestimados debido a la presencia de pesquerías y comercios ilegales, no reportados y no regulados. Además, recientemente una investigación en línea en 2024 identificó cinco plataformas chinas que venden placas branquiales de rayas Mobulas, con precios que comienzan en 249 USD/Kg y alcanzan hasta 1,260 USD/Kg (ver Anexo VII). El precio promedio entre 94 vendedores en línea fue de 511.81 USD/Kg (Palacios et al. [En Prensa]).

Comercio ilegal de carne: La carne de rayas Mobula es consumida localmente en al menos 34 países y exportada internacionalmente a través de tierra o mar por al menos diez países (Bangladesh, Ecuador, India, Madagascar, Mauritania, Myanmar, Omán, Senegal, Emiratos Árabes Unidos y Yemen (Palacios et al. [En Prensa]). En seis de estos países, las rayas Mobula están protegidos a nivel nacional (Laglbauer et al. [En revisión]). La carne exportada es importada por cinco principales países de destino (China continental, Myanmar, Tailandia, Perú y Emiratos Árabes Unidos). El precio de la carne varía significativamente según el país y el tipo de presentación, oscilando entre 0.35-1 USD/kg y 8-10 USD/kg. El consumo de carne de rayas Mobula sigue siendo una tradición cultural en algunos países/regiones como Perú, Guatemala, México, Bangladesh y Filipinas. Este comercio internacional de carne no es reportado a la CITES y no está registrado en la Base de Datos de Comercio de la CITES, lo que infringe la Convención. Este comercio ilegal de carne también representa un factor previamente ignorado que contribuye a la mortalidad relacionada con la pesca y a la disminución de poblaciones en todo el mundo (Palacios et al. [En Prensa]). Los mapas de la extensión geográfica del consumo y comercio de carne se encuentran en el Anexo V.

6.5 Efectos reales o potenciales del comercio

El comercio y consumo de la carne de rayas Mobulas esta extendido de forma local e internacionalmente, mientras que el comercio de las placas branquiales es en su mayoría internacional. En efecto, este comercio esta creciendo en valor, expandiéndose en escala y migrando a plataformas en línea menos transparentes (Palacios et al. [En Prensa]). Desde 2017, todas las especies de rayas Mobulas han sido clasificadas a una categoría de mayor amenaza en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN, encontrándose actualmente en categorías amenazadas, lo que confirma que las disminuciones en las poblaciones de estas especies no se han detenido y que muchas siguen en curso.

El continuo crecimiento de este comercio de productos derivados de las rayas Mobulas, es en gran medida una violación del Apéndice II de la CITES (específicamente el comercio ilegal, insostenible y no reportado), el Apéndice I de la CMS, las prohibiciones de retención de las OROP y otras medidas regionales y nacionales, como por ejemplo el comercio de especies sin Dictamen de adquisición legal. Esto ha dado lugar a tendencias de disminución en las poblaciones de todas las especies de rayas Mobulas. La inclusión de todas las especies de rayas Mobulas en el Apéndice I complementaría y reforzaría la legislación internacional de protección, así como las acciones de vigilancia y cumplimiento de estos otros organismos internacionales.

7. Instrumentos jurídicos

Aunque en los últimos años ha mejorado la legislación de protección internacional, regional, nacional y estatal para las manta rayas y las rayas diablo, sigue siendo necesaria una gestión efectiva de las protecciones en los rangos globales de todas las especies de rayas Mobula para abordar la continua pesca y el comercio insostenibles.

7.1 Nacional

En reconocimiento del estado crítico de estas especies, muchas políticas a nivel nacional han sido implementadas para proteger a las rayas Mobula entre el 2006 y el 2023, aunque el nivel de aplicación de la ley varía considerablemente (Laglbauer et al. [En Revisión]). De hecho, en la actualidad, al menos 34 países han implementado políticas o legislaciones que otorgan protección total o parcial a las especies de rayas Mobulas que habitan en sus aguas (Laglbauer et al. [En Revisión]). La inclusión de las rayas Mobulas en el Apéndice I no impondrá cargas adicionales en términos de políticas o aplicación de la ley para estos Estados, y facilitará la supervisión y regulación de cualquier comercio ilegal que pueda estar ocurriendo.

7.2 Internacional

Ambas especies de manta raya (*M. birostris* y *M. alfredi*) fueron incluidas en el Apéndice II de CITES en 2013, en respuesta a la disminución de sus poblaciones y la creciente amenaza del comercio de placas branquiales. Las demás especies de rayas Mobulas fueron incluidas en el Apéndice II en 2016. Todas las especies de rayas Mobulas están incluidas en los Apéndices I y II de la Convención

sobre la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres (CMS); las manta rayas en 2011 y las demás rayas diablo en 2014. La inclusión en el Apéndice I de la CMS exige a las 63 Partes de la CMS que son Estados del área de distribución de las especies de rayas Mobulas prohibir su captura, venta a nivel nacional y exportación internacional, sugiriendo que no es posible emitir permisos de exención de CITES (CITES LAFs).

Dos Convenciones y Planes de Acción Regionales de Mares del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (RSCAP, por sus siglas en inglés) también incluyen especies de rayas Mobula en sus anexos: la población Mediterránea de *M. mobular* está incluida en el Anexo II (Especies en Peligro o Amenazadas) de la Convención de Barcelona, y *M. birostris* está incluida en el Anexo III del Protocolo SPAW de la Convención de Cartagena. La UE también impone una estricta prohibición sobre todas las capturas de rayas Mobula bajo el reglamento de EU TAC y regulaciones de cuotas (COM (2021) 661 final 2021/0345/NLE). El Anexo VIII de esta propuesta muestra mapas mundiales y regionales que destacan las medidas de protección nacionales e internacionales por especie y grupo de especies.

8. Ordenación de las especies

8.1 Medidas de gestión

A nivel regional, las rayas mobula requieren una estricta protección nacional en virtud de las prohibiciones de retención adoptadas por las Organizaciones Regionales de Ordenación Pesquera (OROP). En 2015, la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) prohibió la retención a bordo, el transbordo, desembarque, almacenamiento, venta o la oferta de venta de cualquier parte o la carcasa completa de rayas Mobula capturadas en el Área de la Convención de la CIAT. A su vez exigió la liberación de cualquier raya Mobula capturada incidentalmente, procurando que resulte ileso y minimizando el daño tanto como sea posible. Si las rayas Mobulas son capturadas accidentalmente y congeladas, el buque debe entregar la raya Mobula completa a las autoridades responsables en el punto de desembarque. En 2019, la Comisión del Atún del Océano Índico (IOTC, por sus siglas en inglés) adoptó una regulación similar que prohíbe a los buques retener a bordo, transbordar, desembarcar o almacenar cualquier parte o carcasa completa de rayas Mobulas capturadas en el área de la IOTC, y requiere su liberación en caso de ser capturadas y el registro de todas las capturas accidentales. Asimismo, en 2019, la Comisión de Pesca del Pacífico Occidental y Central (WCPFC, por sus siglas en inglés) adoptó la misma prohibición de retención establecida por la CIAT para todas las especies de rayas Mobula, con vigencia a partir de 2021. En 2023, la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (ICCAT, por sus siglas en inglés) adoptó provisionalmente una medida similar. Esta recomendación entrará en vigor en 2025, si se alcanza un consenso sobre la interpretación del consejo del Comité Permanente de Investigación y Estadísticas (SCRS) en la Reunión Anual de la Comisión en 2024.

Un estudio reciente evaluó la mortalidad post-liberación en rayas Mobula (Stewart et al. 2024), utilizando marcas satelitales (n = 89) para estimar las tasas de supervivencia de cuatro especies: *Mobula birostris*, *M. mobular*, *M. tarapacana* y *M. thurstoni*, liberadas de embarcaciones atuneras de red de cerco en tres regiones. Las tasas de supervivencia registradas en rayas Mobula que reportaron datos fueron del 50% para *M. birostris*, 74.2% para *M. mobular*, 33.3% para *M. tarapacana*, y 20% para *M. thurstoni*. La probabilidad media de supervivencia estimada bajo condiciones óptimas de manejo fue de 83.7% para *M. birostris*, 95.3% para *M. mobular*, 82.2% para *M. tarapacana*, y 53.7% para *M. thurstoni*. Esto subraya la importancia de adoptar de manera formal directrices y protocolos rigurosos para el manejo y la liberación segura de estas especies en peligro en las pesquerías globales, ya que, junto con su inclusión en el Apéndice I, podría reducir de manera más rápida la mortalidad insostenible que continúan padeciendo en estas pesquerías.

Cuando las rayas Mobula se encuentran en Áreas Marinas Protegidas (AMP), gozan de protección de facto mientras estén dentro de los límites de estos hábitats protegidos (Stevens et al., 2018). Sin embargo, las AMP por sí solas no ofrecen una protección suficiente para estas especies altamente móviles y migratorias (Harris y Stevens, 2024). Algunos países han implementado regulaciones que fomentan el turismo responsable de rayas Mobulas, incluyendo restricciones en actividades de buceo y apnea, así como en el número de embarcaciones en los sitios de agregación (Murray et al., 2020). Estas medidas pueden, sin duda, mejorar el estado de conservación de estas especies, siempre y cuando se garantice una aplicación efectiva de las normativas.

8.2 Supervisión de la población

Existen muy pocos programas gubernamentales de monitoreo de pesquerías o poblaciones de rayas Mobula. Sin embargo, diversos grupos de investigación independientes han llevado a cabo monitoreos a largo plazo en ciertos puntos de desembarque pesquero y han recopilado avistamientos de rayas Mobula vivas durante varias décadas. Por ejemplo, es posible identificar a de forma individual a las manta rayas debido a su patrón de manchas negras único en su vientre predominantemente blanco (Marshall y Pierce, 2016), el cual permanece constante a lo largo de su vida, lo que permite a los investigadores rastrear a cada individuo a medida que se le avista durante las décadas (ya que las mantas pueden vivir más de 40 años).

La Mantabase del Manta Trust es una plataforma global de base de datos para la identificación fotográfica de manta rayas, que utiliza tecnología automatizada de biometría visual con foto-ID, vinculada a una base de datos relacional global accesible tanto para científicos especializados en rayas manta y rayas diablo, como para el público en general. La plataforma Wild Me cumple una función similar para una amplia variedad de especies. Estas plataformas representan una fuente masiva de datos para los científicos, lo que permite a las organizaciones de investigación monitorear y obtener información detallada sobre las poblaciones de rayas Mobula a nivel global. Mantabase recibe anualmente más de 5,000 envíos de foto-ID y, desde su lanzamiento global en 2012, ha identificado a más de 10,000 individuos de *M. alfredi* y *M. birostris*, a partir de más de 100,000 avistamientos fotografiados en más de 70 países. Gracias a estas herramientas de foto-ID, las poblaciones de *M. birostris*, *M. alfredi* y *M. tarapacana* han sido objeto de un monitoreo poblacional directo y regular en más de 20 países, lo que ha dado lugar a más de un centenar de publicaciones científicas revisadas por pares (<https://research.mantatrust.org/>).

Muchos países realizan monitoreos regulares de la ictiofauna (especies de peces) en Áreas Marinas Protegidas (AMP) y otras zonas costeras utilizando buceadores o vehículos operados remotamente (ROV), y los datos sobre las especies incluidas en esta propuesta se recogen como parte de estas encuestas. La investigación especializada y una mayor conciencia sobre la vulnerabilidad de este grupo de especies han contribuido también a mejorar la recopilación de datos en las pesquerías industriales de atún, especialmente en la región del Pacífico Tropical Oriental de la CIAT.

El monitoreo de los desembarques de rayas Mobula también puede proporcionar datos valiosos sobre las poblaciones. Se ha realizado un extenso trabajo de investigación en los desembarques de rayas Mobula en Sri Lanka, que cubrió 1346 encuestas en 38 sitios de desembarque entre 2010 y 2020 (Fernando y Stewart, 2021); así como en Java Oriental, Indonesia, donde se registraron datos de desembarque de todas las especies de elasmobranquios en 1,446 encuestas en Muncar, durante cuatro períodos de estudio continuos entre 2017 y 2024 (Laglbauer et al. [En Prensa]). Ambos estudios confirmaron la sobreexplotación de *M. mobular*, una situación que probablemente se repita en otras especies de rayas Mobula en el Océano Índico Norte, debido a sus historias de vida y a los esfuerzos pesqueros similares. Para respaldar esto, en Kenia, datos recientes indican que *M. mobular* representa el 20% de la biomasa de elasmobranquios desembarcada en tres sitios seleccionados de desembarque de tiburones y rayas (WCS Tanzania, datos no publicados).

8.3 Medidas de control

8.3.1 Internacional

No existen controles, sistemas de monitoreo ni de marcado para regular, rastrear o evaluar el comercio de especies de rayas Mobula fuera de la Base de Datos de Comercio de CITES, y las incautaciones son esporádicas. Una de las mayores interceptaciones documentadas de placas branquiales de manta rayas y rayas diablo se realizó en el Aeropuerto Internacional de Hong Kong el 23 de octubre de 2020, con un valor estimado en el mercado de HK \$900,000 (USD \$116,000). En esta incautación, se descubrieron alrededor de 330 kilogramos de placas branquiales secas de rayas Mobulas en un envío etiquetado como 'branquias de pescado secas', el cual fue confiscado a su llegada desde Sri Lanka por agentes de aduanas.

8.3.2 Nacional

No se ha realizado una revisión de las medidas de control nacionales en los 110 Estados de distribución de las rayas Mobula.

8.4 Cría en cautividad y reproducción artificial

No existe cría comercial en cautiverio ni propagación artificial de ninguna especie de raya Mobula. Se han registrado ejemplares de *M. munkiana*, *M. hypostoma*, *M. mobular*, *M. kuhlii*, *M. birostris* y *M. alfredi* en cautiverio en cantidades reducidas para exhibición en acuarios (actualmente o en el pasado), con algunos casos de actividad reproductiva (Nozu et al., 2017; Murakumo et al., 2020).

8.5 Conservación del hábitat

Todos los Estados de distribución de las especies incluidas en esta propuesta cuentan con alguna área costera y/o partes superficiales de la plataforma continental designadas con diferentes niveles de protección, incluyendo Áreas Marinas Protegidas (AMP) o zonas con pesca o arrastre restringido, para proteger especies y hábitats marinos (Laglbauer et al. [En revisión]). La aplicación y efectividad de estas medidas varían.

8.6 Salvaguardias

No relevante.

9. Información sobre especies similares

Las rayas Mobulas son elasmobranquios – peces cartilagosos pertenecientes a la Clase Chondrichthyes. Estas rayas pertenecen al grupo de rayas Myliobatiformes, que incluye unas doce familias compuestas por aproximadamente 370 especies. Las rayas Mobulas (Mobulidae) están estrechamente relacionadas con las rayas águila (Myliobatidae y Aetobatidae) y las rayas de nariz de vaca (Rhinopteridae). Todas se caracterizan por cuerpos en forma de diamante y aletas pectorales parecidas a alas, que emplean para desplazarse a través de la columna de agua. Sin embargo, las aletas cefálicas de las rayas Mobula son muy distintivas en comparación con las de las rayas águila y de nariz de vaca, ya que estas se alimentan en el fondo marino.

Distinguir entre algunas especies de rayas Mobulas puede ser un reto para pescadores, personal de vigilancia e investigadores, debido a sus similitudes visuales y a la variabilidad de sus patrones y coloraciones, que también cambian significativamente tras la muerte (ver Anexo IX). Las placas branquiales de los mobúlidos, una vez extraídas y secadas para el comercio, solo pueden agruparse fácilmente en cuatro grupos de especies según sus características morfológicas: dos (especies indistinguibles de "Manta"); *M. tarapacana*; *M. mobular*; y *M. thurstoni* / otras rayas diablo (Stevens et al., 2024 – ver Anexo X).

En 2024 se publicó una nueva Guía de Campo de las Rayas Manta y Diablo del Mundo (Stevens et al., 2024), con próximas versiones regionales por cuenca oceánica que se lanzarán en 2025. Este nuevo conjunto de guías de campo sobre rayas Mobula incluye registros de especies actualizados, claves de identificación, características distintivas de las especies, protocolos para la recolección de datos, directrices para el manejo y la liberación segura, e ilustraciones del cambio de color post-mortem, así como una revisión de la ecología, láminas, evaluación de amenazas y legislación protectora. Estas guías se traducirán a al menos cuatro idiomas y se convertirán en una herramienta clave para mejorar la implementación de la legislación protectora. También se ha puesto a disposición una clave de identificación actualizada para las placas branquiales de las rayas Mobulas en esta publicación, destacando las características de estas placas dentro de la familia de las rayas Mobulas y demostrando claramente que las placas branquiales de las mantas y las rayas diablo pueden ser fácilmente distinguidas y separadas de otras especies de elasmobranquios o productos en el comercio.

10. Consultas

11. Observaciones complementarios

12. Referencias

- AL MALIK, M. D., PUTRA, M. I. H., TOPAN, E., PERTIWI, N. P. D., ARTININGSIH, E. Y., SARI, S. K., ... y SEMBIRING, A. (2022). Genetic variation of oceanic manta ray (*Mobula birostris*) based on mtDNA data in the Savu Sea, Indonesia. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 23(3).
- Alfaro-Cordova E, Del Solar A, Alfaro-Shigueto J et al (2017) Captures of manta and devil rays by small-scale gillnet fisheries in northern Peru. *Fish Res* 195:28-36. <https://doi.org/10.1016/J.FISHRES.2017.06.012>
- Andrzejaczek, S., Chapple, T. K., Curnick, D. J., Carlisle, A. B., Castleton, M., Jacoby, D. M. P., Peel, L. R., Schallert, R. J., Tickler, D. M. and Block, B. A. (2020) Individual variation in residency and regional movements of reef manta rays *Mobula alfredi* in a large marine protected area, *MEPS*, 639, 137-153.
- Andrzejaczek, S., Lucas, T. C., Goodman, M. C., Hussey, N. E., Armstrong, A. J., Carlisle, A., ... y Sulikowski, J. A. (2022). Diving into the vertical dimension of elasmobranch movement ecology. *Science Advances*, 8(33), eabo1754.
- Andrzejaczek, S., Schallert, R. J., Forsberg, K., Arnoldi, N. S., Cabanillas-Torpoco, M., Purizaca, W., y Block, B. A. (2021). Reverse diel vertical movements of oceanic manta rays off the northern coast of Peru and implications for conservation. *Ecological Solutions and Evidence*, 2(1), e12051.
- Arauz, R., Chávez, E. J., Hoyos-Padilla, E. M., y Marshall, A. D. (2019). First record of the reef manta ray, *Mobula alfredi*, from the eastern Pacific. *Marine Biodiversity Records*, 12(1), 3.
- Armstrong, A. J., Armstrong, A. O., Bennett, M. B., McGregor, F., Abrantes, K. G., Barnett, A., Richardson, A. J., Townsend, K. A. and Dudgeon, C. L. (2020) The geographic distribution of reef and oceanic manta rays (*Mobula alfredi* and *Mobula birostris*) in Australian coastal waters, *Journal of Fish Biology*, 96:3.
- Beale, C. S., Stewart, J. D., Setyawan, E., Sianipar, A. B., y Erdmann, M. V. (2019). Population dynamics of oceanic manta rays (*Mobula birostris*) in the Raja Ampat Archipelago, West Papua, Indonesia, and the impacts of the El Niño–Southern Oscillation on their movement ecology. *Diversity and Distributions*, 25(9), 1472-1487.
- Braun, C. D., Skomal, G. B., Thorrold, S. R., and Berumen, M. L. (2014). Diving behavior of the reef manta ray links coral reefs with adjacent deep pelagic habitats. *PLoS ONE* 9:e88170. doi: 10.1371/journal.pone.0088170
- Broadhurst, M. K., Laglbauer, B. J. L., Burgess, K. B., and Coleman, M. A. (2018). Reproductive biology and range extension for *Mobula kuhlii cf. eregoodootenkee*. *Endanger Species Res.* 35, 71–80. doi: 10.3354/esr00876
- Bucair N, Mendonça S, Santos PRS et al (2024) Occurrence, distribution and threats to mobulid rays in Brazil: A review and updated database. *Aquat Conserv* 34:1-12. <https://doi.org/10.1002/aqc.4203>
- Bucair, N., Venables, S. K., Balboni, A. P., y Marshall, A. D. (2021). Sightings trends and behaviour of manta rays in Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. *Marine Biodiversity Records*, 14(1), 10.
- Burgess, K. B., Broadhurst, M. K., Raoult, V., Laglbauer, B. J. L., Coleman, M. A., Bennett, M. B. (2020) Short- and long-term diets of the threatened Longhorned pygmy devil ray, *Mobula eregoodoo* determined using stable isotopes, *Journal of Fish Biology*, 97:2.
- Camhi, M. D., Valenti, S. V., Fordham, S. V., Fowler, S. L., y Gibson, C. (2009). The conservation status of pelagic sharks and rays: report of the IUCN shark specialist group pelagic shark red list workshop. IUCN Species Survival Commission Shark Specialist Group. Newbury, UK. x+ 78p.
- Carpenter M, Parker D, Dicken ML, Griffiths CL (2023) Multi-decade catches of manta rays (*Mobula alfredi*, *M. birostris*) from South Africa reveal significant decline. *Front Mar Sci* 10:1128819. <https://doi.org/10.3389/FMARS.2023.1128819>

Carpentier, A. S., Berthe, C., Ender, I., Jaine, F. R., Mourier, J., Stevens, G., ... y Clua, E. (2019). Preliminary insights into the population characteristics and distribution of reef (*Mobula alfredi*) and oceanic (*M. birostris*) manta rays in French Polynesia. *Coral Reefs*, 38(6), 1197-1210.

CITES Secretariat and UNEP-WCMC. 2023. Selection of species for inclusion in the Review of Significant Trade following CoP19. Summary output: Fauna. UNEP-WCMC, Cambridge.

Clark, T. (2010). Abundance, home range, and movement patterns of manta rays (*Manta alfredi*, *M. birostris*) in Hawai'i. PhD Thesis, University of Hawai'i, Mānoa, HI.

Clark, T. B., Smith, W. D. y Bizzarro, J. J. (2006a). *Mobula tarapacana*. In IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010. 4. Available at <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/60199/0> (accessed 27 September 2024).

Clark, T. B., Smith, W. D. y Bizzarro, J. J. (2006b). *Mobula thurstoni*. In IUCN Red List of Threatened Species. Available at <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/60200/0> (accessed 27 September 2024).

Couturier, L. I. E., Dudgeon, C. L., Pollock, K. H., Jaine, F. R., a, Bennett, M. B., Townsend, K., et al. (2014). Population dynamics of the reef manta ray *Manta alfredi* in eastern Australia. *Coral Reefs* 33, 329–342. doi: 10.1007/s00338-014-1126-5

Couturier, L. I. E., Marshall, A. D., Jaine, F. R. A., Kashiwagi, T., Pierce, S. J., Townsend, K. A., Weeks, S. J., Bennett, M. B. and Richardson, A. J. (2012) Biology, ecology and conservation of the Mobulidae. *J. Fish. Biol.*, 80, 1075-1119.

Couturier, L. I. E., Marshall, A. D., Jaine, F. R. A., Kashiwagi, T., Pierce, S. J., Townsend, K. A., et al. (2012). Biology, ecology and conservation of the Mobulidae. *J. Fish Biol.* 80, 1075–1119. doi: 10.1111/j.1095-8649.2012.03264.x

Couturier, L. I. E., Rohner, C. A., Richardson, A. J., Marshall, A. D., Jaine, F. R. A., Bennett, M. B., et al. (2013). Stable isotope and signature fatty acid analyses suggest reef manta rays feed on demersal zooplankton. *PLoS ONE* 8:e77152. doi: 10.1371/journal.pone.0077152

Croll, D. A., Dewar, H., Dulvy, N. K., Fernando, D., Francis, M. P., Galván-Magaña, F., Hall, M., Heinrichs, S., Marshall, A., McCauley, D., Newton, K. M., Notarbartolo di Sciara, G., O'Malley, M., O'Sullivan, J., Poortvliet, M., Roman, M., Stevens, G., Tershy, B. R. and White, W. T. (2016) Vulnerabilities and fisheries impacts: the uncertain future of manta and devil rays. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 26: 562-575.

Croll, D. A., Newton, K. M., Weng, K., Galván-Magaña, F., O'Sullivan, J., and Dewar, H. (2012). Movement and habitat use by the spine-tail devil ray in the Eastern Pacific Ocean. *Mar. Ecol. Prog. Series* 465, 193–200. doi: 10.3354/meps09900

Dam, H. G., y Baumann, H. (2017). Climate change, zooplankton and fisheries. *Climate change impacts on fisheries and aquaculture: A global analysis*, 2, 851-874.

de Boer, M. N., Wiczorek, A., y di Sciara, G. N. (2024). First records of *Mobula hypostoma* (Bancroft, 1831), Atlantic Pygmy Devil Ray, (*Myliobatiformes*, *Mobulidae*) and other devil rays in shallow waters of the Republic of the Congo, Gulf of Guinea (West Africa). *Check List*, 20(3), 646-652.

Deakos, M. H. (2012). The reproductive ecology of resident manta rays (*Manta alfredi*) off Maui, Hawaii, with an emphasis on body size. *Environ. Biol. Fishes* 94, 443–456. doi: 10.1007/s10641-011-9953-5

Deakos, M. H., Baker, J. D., and Bejder, L. (2011). Characteristics of a manta ray *Manta alfredi* population off Maui, Hawaii, and implications for management. *Mar. Ecol. Prog. Series* 429, 245–260. doi: 10.3354/meps09085

Diamant, S. Bosio, C., Rambahiniarison, J., Scarffe, C., Strogoff, M., Kiszka J.J., d'Echon, T.G., Sourisseau, E., Fidiarisandratra, L.C.M, Chervio, S., Venables, S., Flam, A., Andrianarisoa, F.R.,

Barba, C., Rasoamananto. I, Pierce, S.M. (In Press) Occurrence of mobulid rays in North-West Madagascar. *Environmental Biology of Fishes*

Dulvy, N. K., Pardo, S. A., Simpfendorfer, C. A. and Carlson, J. K. (2014) Diagnosing the dangerous demography of manta rays using life history theory, *PeerJ*, 2:e400.

Fahmi, y Dharmadi. (2015). Pelagic shark fisheries of Indonesia's Eastern Indian Ocean fisheries management region. *African Journal of Marine Science*, 37(2), 259-265.

Fernando D, Stewart JD (2021) High bycatch rates of manta and devil rays in the "small-scale" artisanal fisheries of Sri Lanka. *PeerJ* 9. <https://doi.org/10.7717/PEERJ.11994>

Fernando, D., and Stevens, G. (2011). *A Study of Sri Lanka's Manta y Mobula Ray Fishery*. Dorchester, UK: The Manta Trust.

Fortuna, C. M., Kell, L., Holcer, D., Canese, S., Filidei Jr, E., Mackelworth, P., y Donovan, G. (2014). Summer distribution and abundance of the giant devil ray (*Mobula mobular*) in the Adriatic Sea: Baseline data for an iterative management framework. *Scientia Marina*, 78(2), 227-237.

Francis, M. P., and Jones, E. G. (2016). Movement, depth distribution and survival of spinetail devilrays (*Mobula japanica*) tagged and released from purse-seine catches in New Zealand. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 27, 219–236. doi: 10.1002/aqc.2641

Germanov, E. S., Bejder, L., Chabanne, D. B., Dharmadi, D., Hendrawan, I. G., Marshall, A. D., ... y Loneragan, N. R. (2019). Contrasting habitat use and population dynamics of reef manta rays within the Nusa Penida marine protected area, Indonesia. *Frontiers in Marine Science*, 6, 215.

Hall, M. and Roman, M. (2013) Bycatches and non-tuna catches in the tropical tuna purse seine fisheries of the world. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 568*. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, Italy.

Harris JL, Stevens GM (2024) The illegal exploitation of threatened manta and devil rays in the Chagos Archipelago, one of the world's largest no-take MPAs. *Mar Policy* 163:106110

Harris, J. L., y Stevens, G. M. (2021). Environmental drivers of reef manta ray (*Mobula alfredi*) visitation patterns to key aggregation habitats in the Maldives. *PLoS One*, 16(6), e0252470.

Harris, J. L., McGregor, P. K., Oates, Y. and Stevens, G. (2020) Gone with the wind: Seasonal distribution and habitat use by the reef manta ray (*Mobula alfredi*) in the Maldives, implications for c Braun, C. D., Skomal, G. B., Thorrold, S. R., and Berumen, M. L. (2015).

Harty, K., Guerrero, M., Knochel, A. M., Stevens, G. M., Marshall, A., Burgess, K., y Stewart, J. D. (2022). Demographics and dynamics of the world's largest known population of oceanic manta rays *Mobula birostris* in coastal Ecuador. *Marine Ecology Progress Series*, 700, 145-159.

Hau, L., y Shea, S. (2023). Re-visit of *Mobula* gill plates in the Hong Kong dried seafood market after CITES Appendix II listing. *Bloom Association Hong Kong*.

Hau, L., Ho, K., y Shea, S. (2016). Rapid survey of Mobulid gill plate trade and retail patterns in Hong Kong and Guangzhou Market. https://bloomassociation.org/en/wp-content/uploads/2016/04/Rapid-survey-of-Mobulid-gill-plate-trade-and-retail-patterns-in-Hong-Kong-and-Guangzhou_Revised.pdf

Heinrichs, S., O'Malley, M., Meds, H., y Hilton, P. (2011). The global threat to Manta and Mobula Rays.

Heneghan, R., Everett, J., Blanchard, J., Sykes, P., y Richardson, A. (2021). Climate-driven zooplankton shifts could cause global declines in food quality for fish.

Higgs, N. D., Gates, A. R., y Jones, D. O. (2014). Fish food in the deep sea: revisiting the role of large food-falls. *PloS one*, 9(5), e96016.

Homma, K., Maruyama, T., Itoh, T., Ishihara, H., and Uchida, S. (1999). "Biology of the manta ray, *Manta birostris* Walbaum, in the Indo-Pacific," in Proceedings of the 5th Indo-Pacific Fish Conference, Noumea, 1997, eds B. Seret and J.-Y. Sire (Paris: Societe Francaise d'Ichthyologie), 209–216.

Hosegood, J., Humble, E., Ogden, R., de Bruyn, M., Creer, S., Stevens, G. M. W., Abudaya, M., Bassos-Hull, K., Bonfil, R., Fernando, D., Foote, A. D., Hipperson, H., Jabado, R. W., Kaden, J., Moazzam, M., Peel, L. R., Pollett, S., Ponzio, A., Poortvliet, M., ... Carvalho, G. (2020). Phylogenomics and species delimitation for effective conservation of manta and devil rays. *Molecular Ecology*, 29(24), 4783–4796. <https://doi.org/10.1111/MEC.15683>

Humble, E., Hosegood, J., Carvalho, G., De Bruyn, M., Creer, S., Stevens, G. M., ... y Ogden, R. (2023). Comparative population genomics of manta rays has global implications for management. *Molecular Ecology*.

The IUCN Red List of Threatened Species 2022: e.T41832A214376402. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20221.RLTS.T41832A214376402.en>; (accessed on 14 October 2024).

Jaine, F. R. A., Rohner, C. A., Weeks, S. J., Couturier, L. I. E., Bennett, M. B., Townsend, K. A., et al. (2014). Movements and habitat use of reef manta rays off eastern Australia: offshore excursions, deep diving and eddy affinity revealed by satellite telemetry. *Mar. Ecol. Prog. Series* 510, 73–86. doi: 10.3354/meps 10910

Kashiwagi, T. (2014). *Conservation Biology And Genetics of the Largest Living Rays: Manta Rays*. Brisbane, QLD: University of Queensland.

Kashiwagi, T., Marshall, A. D., Bennett, M. B., and Ovenden, J. R. (2011). Habitat segregation and mosaic sympatry of the two species of manta ray in the Indian and Pacific Oceans: *Manta alfredi* and *M. birostris*. *Mar. Biodivers. Rec.* 4, 1–8. doi: 10.1017/S1755267211000479

Kashiwagi, T., Marshall, A. D., Bennett, M. B., and Ovenden, J. R. (2011). Habitat segregation and mosaic sympatry of the two species of manta ray in the Indian and Pacific Oceans: *Manta alfredi* and *M. birostris*. *Mar. Biodivers. Rec.* 4, 1–8. doi: 10.1017/S1755267211000479

Knochel, A. M., Hussey, N. E., Kessel, S. T., Braun, C. D., Cochran, J. E., Hill, G., ... y Berumen, M. L. (2022). Home sweet home: spatiotemporal distribution and site fidelity of the reef manta ray (*Mobula alfredi*) in Dungonab Bay, Sudan. *Movement ecology*, 10(1), 22.

Laglbauer, B.J., Salim, M.G., Fahmi, F., Oktaviyani, S., Gozali, I.C., Tawang, F., Rizal, H.S., Rosady, V.P, Rudianto, D., Ender, I., Fontes, J.M., Afonso, P., Bennet, M.B., Stevens, G.M.W. (In Press) High take of mobulid rays amongst other threatened elasmobranchs in East Java, Indonesia: landing trends and socio-economic context. *Environmental Biology of Fishes*

Lassaue, H., Chateau, O., y Wantiez, L. (2024). Characteristics, residency and site fidelity of photo-identified reef manta rays (*Mobula alfredi*) population in New Caledonia. *Marine Biology*, 171(8), 153.

Lewis, S. A., Setiasih, N., Fahmi, Dharmadi, D., O'Malley, M. P., Campbell, S. J., Yusuf, M., y Sianipar, A. B. (2015). Assessing Indonesian manta and devil ray populations through historical landings and fishing community interviews. <https://doi.org/10.7287/PEERJ.PREPRINTS.1334V1>

Lezama-Ochoa, N., Hall, M. A., Grazia Pennino, M., Stewart, J. D., Lo'pez, J. and Murua, H. (2019a) Environmental characteristics associated with the presence of the Spinetail devil ray (*Mobula mobular*) in the eastern tropical Pacific, *PLoS ONE*, 14(8): e0220854.

Lezama-Ochoa, N., Hall, M. A., Roman-Verdesoto, M. H. and Vogel, N. (2019b) Spatial and temporal distribution of mobulid ray species in the eastern Pacific Ocean ascertained from observer data from the tropical tuna purse-seine fishery, *Environmental Biology of Fishes*, <https://doi.org/10.1007/s10641-018-0832-1>

- Lezama-Ochoa, N., Lopez, J., Hall, M., Bach, P., Abascal, F., y Murua, H. (2020). Spatio-temporal distribution of the spinetail devil ray *Mobula mobular* in the eastern tropical Atlantic Ocean. *Endangered Species Research*, 43, 447-460.
- Luiz, O. J., Balboni, A. P., Kodja, G., Andrade, M., y Marum, H. (2009). Seasonal occurrences of *Manta birostris* (Chondrichthyes: Mobulidae) in southeastern Brazil. *Ichthyological Research*, 56, 96-99.
- Mariani, G., Cheung, W. W., Lyet, A., Sala, E., Mayorga, J., Velez, L., ... y Mouillot, D. (2020). Let more big fish sink: Fisheries prevent blue carbon sequestration—half in unprofitable areas. *Science advances*, 6(44), eabb4848.
- Marshall AD, Bennett MB (2010) Reproductive ecology of the reef manta ray *Manta alfredi* in southern Mozambique. *J Fish Biol* 77:169-190. <https://doi.org/10.1111/J.1095-8649.2010.02669.X>
- Marshall, A. D., Compagno, L. J. V., and Bennett, M. B. (2009). Redescription of the genus *Manta* with resurrection of *Manta alfredi*. *Zootaxa* 28, 1–28.
- Marshall, A. D., Dudgeon, C. L., and Bennett, M. B. (2011a). Size and structure of a photographically identified population of manta rays *Manta alfredi* in southern Mozambique. *Mar. Biol.* 158, 1111–1124. doi: 10.1007/s00227-011-1634-6
- Marshall, A. D., Flam, A. L., Cullain, N., Carpenter, M., Conradie, J., y Venables, S. K. (2023). Southward range extension and transboundary movements of reef manta rays *Mobula alfredi* along the east African coastline. *Journal of Fish Biology*, 102(3), 628-634.
- Marshall, A., Kashiwagi, T., Bennett, M. B., Deakos, M. H., Stevens, G., McGregor, F., Clark, T., Ishihara, H. y Sato, K. (2011a). *Manta alfredi*. In IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011. 1. Available at <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/195459/0> (accessed 27 September 2024).
- Marshall, A., Kashiwagi, T., Bennett, M. B., Harding, M., Stevens, G., Kodja, G., Hinojosa Alvarez, S. y Galvan-Magana, F. (2011b). *Manta birostris*. In IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011. 1. Available at <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/198921/0> (accessed 27 September 2024).
- McCauley, D. J., Desalles, P. A., Young, H. S., Dunbar, R. B., Dirzo, R., Mills, M.M., et al. (2012). From wing to wing: the persistence of long ecological interaction chains in less-disturbed ecosystems. *Sci. Rep.* 2:409. doi: 10.1038/srep00409
- Mendonça, S. A. D., Macena, B. C. L., Araújo, C. B. B. D., Bezerra, N. P. A., y Hazin, F. H. V. (2020). Dancing with the devil: courtship behaviour, mating evidences and population structure of the *Mobula tarapacana* (Myliobatiformes: Mobulidae) in a remote archipelago in the Equatorial Mid-Atlantic Ocean. *Neotropical Ichthyology*, 18, e200008.
- Moazzam, M. (2018) Unprecedented decline in the catches of mobulids: an important component of tuna gillnet fisheries of the Northern Arabian Sea. IOTC-2018-WPEB14-30. Cape Town, South Africa.
- Movements of the reef manta ray (*Manta alfredi*) in the Red Sea using satellite and acoustic telemetry. *Mar. Boil.* 162. doi: 10.1007/s00227-015-2760-3 conservation. *Aquatic Cons.: Mar. and Freshw. Eco.*, 30:8.
- Murakumo, K., Matsumoto, R., Tomita, T., Matsumoto, Y., y Ueda, K. (2020). The power of ultrasound: observation of nearly the entire gestation and embryonic developmental process of captive reef manta rays (*Mobula alfredi*). *Fishery Bulletin*, 118(1).
- Murray, A., Garrud, E., Ender, I., Lee-Brooks, K., Atkins, R., Lynam, R., Arnold, K., Roberts, C., Hawkins, J., y Stevens, G. (2020). Protecting the million-dollar mantas; creating an evidence-based code of conduct for manta ray tourism interactions. *Journal of Ecotourism*, 19(2), 132–147. <https://doi.org/10.1080/14724049.2019.1659802>

Nicholson-Jack, A. E., Harris, J. L., Ballard, K., Turner, K. M., y Stevens, G. M. (2021). A hitchhiker guide to manta rays: patterns of association between *Mobula alfredi*, *M. birostris*, their symbionts, and other fishes in the Maldives. PLoS One, 16(7), e0253704.

Notarbartolo di Sciara G (1988) Natural history of the rays of the genus *Mobula* in the gulf of California. Fish Bull 86:45-66

Notarbartolo di Sciara G, Fernando D, Adnet S et al (2017) Devil rays (Chondrichthyes: *Mobula*) of the Arabian Seas, with a redescription of *Mobula kuhlii* (Valenciennes in Müller and Henle, 1841). Aquat Conserv 27:197-218. <https://doi.org/10.1002/AQC.2635>

Notarbartolo di Sciara, G. (1987) A revisionary study of the genus *Mobula* Rafinesque 1810 (Chondrichthyes, Mobulidae) with the description of a new species. Zool. J. Linnean Soc., 91, 1-91.

Notarbartolo di Sciara, G., Lauriano, G., Pierantonio, N., Cañadas, A., Donovan, G., and Panigada, S. (2015). The devil we don't know: investigating habitat and abundance of endangered giant devil rays in the North-Western Mediterranean Sea. PLoS ONE 10:e0141189. doi: 10.1371/journal.pone.0141189

Notarbartolo di Sciara, G., Stevens, G. and Fernando, D. (2020) The giant devil ray *Mobula mobular* (Bonnaterre, 1788) is not giant, but it is the only spinetail devil ray, Marine Biodiversity Records, 13:4.

Nozu, R., Murakumo, K., Matsumoto, R., Matsumoto, Y., Yano, N., Nakamura, M., ... y Sato, K. (2017). High-resolution monitoring from birth to sexual maturity of a male reef manta ray, *Mobula alfredi*, held in captivity for 7 years: changes in external morphology, behavior, and steroid hormones levels. BMC Zoology, 2, 1-8.

O'Malley, M. P., Townsend, K. A., Hilton, P., Heinrichs, S. and Stewart, J. D. (2016) Characterization of the trade in manta and devil ray gill plates in China and South-East Asia through trader surveys, Aquatic Cons.: Mar. and Freshw. Eco., 27:2.

Okes, N. and Sant, G. (2022). Missing Sharks: A country review of catch, trade and management recommendations for CITES-listed shark species. TRAFFIC

Paig-Tran, E. M., Kleinteich, T., y Summers, A. P. (2013). The filter pads and filtration mechanisms of the devil rays: variation at macro and microscopic scales. Journal of Morphology, 274(9), 1026-1043.

Palacios, M. D., Hoyos-Padilla, E. M., Trejo-Ramírez, A., Croll, D. A., Galván-Magaña, F., Zilliacus, K. M., ... y González-Armas, R. (2021). Description of first nursery area for a pygmy devil ray species (*Mobula munkiana*) in the Gulf of California, Mexico. Scientific Reports, 11(1), 132.

Palacios, M. D., Stewart, J. D., Croll, D. A., Cronin, M. R., Trejo-Ramírez, A., Stevens, G. M., ... y Galván-Magaña, F. (2023). Manta and devil ray aggregations: conservation challenges and developments in the field. Frontiers in Marine Science, 10, 1148234.

Palacios, M. D., Trejo-Ramírez, A., Velázquez-Hernández, S., Huesca-Mayorga, S. A., Stewart, J. D., Cronin, M. R., ... y Croll, D. A. (2024). Reproductive behavior, seasonality, and distribution of three devil ray species (*Mobula mobular*, *M. thurstoni*, and *M. munkiana*) in the Southern Gulf of California, Mexico. Marine Biology, 171(1), 12.

Palacios, M.D., Wieand L., Laglbauer B.J., Cronin M.R., Fowler S., Jabado R.W., Ko Gyi T., Fernando D., De Bruyne G., Shea, S.K.H., Hilton, P., Gao Y., Stevens, G.M. W. (In. Press) Global assessment of manta and devil ray gill plate and meat trade: conservation implications and opportunities. Environmental Biology of Fishes

Pandolfi, J. M., Bradbury, R. H., Sala, E., Hughes, T. P., Bjorndal, K. A., Cooke, R. G., McArdle, D., McClenachan, L., Newman, M. J. H., Paredes, G., Warner, R. R. and Jackson, J. B. C. (2003). Global trajectories of the long-term decline of coral reef ecosystems. Science 301, 955-958

Pardo SA, Kindsvater HK, Cuevas-Zimbrón E et al (2016) Growth, productivity, and relative extinction risk of a data-sparse devil ray. Sci Rep 6:33745. <https://doi.org/10.1038/SREP33745>

- Pate, J. H., Wilmott, J. R., Jones, C., Horn, C., y Farmer, N. A. (2023). Multiple datasets confirm range extension of the sicklefin devil ray *Mobula tarapacana* in the western North Atlantic Ocean off the eastern USA. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 103, e30.
- Peel, L. R., Stevens, G. M., Daly, R., Daly, C. A. K., Lea, J. S., Clarke, C. R., ... y Meekan, M. G. (2019). Movement and residency patterns of reef manta rays *Mobula alfredi* in the Amirante Islands, Seychelles. *Marine Ecology Progress Series*, 621, 169-184.
- Rambahinarison JM, Lamoste MJ, Rohner CA, Murray R, Snow S, Labaja J, Araujo G, Ponzo A (2018) Life history, growth, and reproductive biology of four mobulid species in the Bohol Sea, Philippines. *Frontiers in Marine Science* 5:269. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00269>
- Rambahinarison, J., Agustines, A., Alexopoulos, K., Araujo, G., Armstrong, A. O., Arnold, S., ... y Barr, Y. (2023). Distribution of the reef manta ray *Mobula alfredi* and the oceanic manta ray *Mobula birostris* in the Philippines: a collaborative effort for conservation. *Journal of Fish Biology*, 102(2), 492-503.
- Richardson, A. (2008). In hot water: zooplankton and climate change. *ICES J.Mar. Sci.* 65, 279–295. doi: 10.1093/icesjms/fsn028
- Rohner, C. A., Flam, A. L., Pierce, S. J. and Marshall, A. D. (2017) Steep declines in sightings of manta rays and devilrays (Mobulidae) in southern Mozambique, PeerJ PrePrints, 3051v1.
- Rohner, C. A., Pierce, S. J., Marshall, A. D., Weeks, S. J., Bennett, M. B., y Richardson, A. J. (2013). Trends in sightings and environmental influences on a coastal aggregation of manta rays and whale sharks. *Marine Ecology Progress Series*, 482, 153-168. <https://doi.org/10.3354/meps10290>
- Roman, Joe, James A. Estes, Lyne Morissette, Craig Smith, Daniel Costa, James McCarthy, J. B. Nation, Stephen Nicol, Andrew Pershing, and Victor Smetacek. "Whales as marine ecosystem engineers." *Frontiers in Ecology and the Environment* 12, no. 7 (2014): 377-385.
- Rumisha, C., Barongo, D. K., Saiperaki, J. L., Materu, S. F., y Mdegela, R. H. (2024). Devils in distress: Insights into the composition and genetic population structure of devil rays landed in the Southwestern Indian Ocean. *Regional Studies in Marine Science*, 77, 103695.
- Sale, P. F., y Hixon, M. A. (2014). Addressing the global decline in coral reefs and forthcoming impacts on fishery yields. *Interrelationships Between Corals and Fisheries* (ed. Bortone SA), 7-18.
- Eddy, T. D., Lam, V. W., Reygondeau, G., Cisneros-Montemayor, A. M., Greer, K., Palomares, M. L. D. y Cheung, W. W. (2021). Global decline in capacity of coral reefs to provide ecosystem services. *One Earth*, 4(9), 1278-1285.
- Setyawan, E., Erdmann, M. V., Mambrasar, R., Hasan, A. W., Sianipar, A. B., Constantine, R., ... y Jaine, F. R. A. (2022). Residency and use of an important nursery habitat, Raja Ampat's Wayag Lagoon, by juvenile reef manta rays (*Mobula alfredi*). *Front. Mar. Sci.* 9(1695), 10-3389.
- Setyawan, E., Heinrichs, S., y Erdmann, M. (2024). First Documented Courtship Behavior between *Mobula birostris* and *M. alfredi* at a Coral Reef Cleaning Station in Misool, Raja Ampat. *Diversity*, 16(6), 319.
- Springer, A. M., Estes, J. A., Van Vliet, G. B., Williams, T. M., Doak, D. F., Danner, E. M., ... y Pfister, B. (2003). Sequential megafaunal collapse in the North Pacific Ocean: an ongoing legacy of industrial whaling?. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(21), 12223-12228.
- Stevens, G. M. W. (2016). *Conservation and Population Ecology of Manta Rays in the Maldives*. York, UK: University of York.
- Stevens, G. M. W., Hawkins, J. P., and Roberts, C. M., (2018). Courtship and mating behaviour of manta rays *Mobula alfredi* and *M. birostris* in the Maldives. *J. Fish Biol.* doi: 10.1111/jfb.13768.

- Stevens, G. M. W, Barros, N., Laglbauer B.J., Dando M., Fernando, D y Norbartolo di Sciara G. (2024) Field Guide to the Manta and Devil Rays of the World. Wild Nature Press (pp. 1-100)
- Stewart, J. D., Barroso, A., Butler, R. H., and Munns, R. J. (2018a). Caught at the surface: myctophids make easy prey for dolphins and devil rays. *Ecology*. 99, 1894–1896. doi: 10.1002/ecy.2348
- Stewart, J. D., Beale, C. S., Fernando, D., Sianipar, A. B., Burton, R. S., Semmens, B. X., et al. (2016). Spatial ecology and conservation of *manta birostris* in the indo-pacific. *Biol. Conserv.* 200, 178–183. doi: 10.1016/j.biocon.2016.05.016
- Stewart, J. D., Jaime, F. R. A., Armstrong, A. J., Armstrong, A. O., Bennett, M. B., Burgess, K. B., Couturier, L. I. E., Croll, D. A., Cronin, M. R., Deakos, M. H., Dudgeon, C. L., Fernando, D., Froman, N., Germanov, E. S., Hall, M. A., Hinojosa-Alvarez, S., Hosegood, J. E., Kashiwagi, T., Laglbauer, B. J. L., Lazama-Ochoa, N., Marshall, A. D., McGregor, F., Notarbartolo di Sciara, G., Palacios, M. D., Peel, L. R., Richardson, A. J., Rubin, R. D., Townsend, K. A., Venables, S. K. and Stevens, G. (2018) Research Priorities to Support Effective Manta and Devil Ray Conservation, *Front. Mar. Sci.*, 5: 314.
- Stewart, J. D., Nuttall, M., Hickerson, E. L., and Johnston, M. A., (2018b). Important juvenile manta ray habitat at flower garden banks national marine sanctuary in the northwestern Gulf of Mexico. *Mar. Biol.* 165:111. doi: 10.1007/s00227-018-3364-5
- Stewart, J. D., Smith, T. T., Marshall, G., Abernathy, K., Fonseca-Ponce, I. A., Froman, N., y Stevens, G. M. (2019). Novel applications of animal-borne Crittercams reveal thermocline feeding in two species of manta ray. *Marine Ecology Progress Series*, 632, 145-158.
- Stewart, J. D., Cronin, M., R., Largacha, E., Lezama-Ochoa, N., Lopez J., Hall, M., Hutchinson, M., Jones, E.G., Francis, M., Grande, M., Murua, J., Vanessa Rojo, V., and Jorgensen, J. M. (2024). Get them off the deck: Straightforward interventions increase post-release survival rates of manta and devil rays in tuna purse seine fisheries. *Biological Conservation*, volume 299, 110794.
- Strike, E. M., Harris, J. L., Ballard, K. L., Hawkins, J. P., Crockett, J., y Stevens, G. M. (2022). Sublethal injuries and physical abnormalities in Maldives manta rays, *Mobula alfredi* and *Mobula birostris*. *Frontiers in Marine Science*, 9, 773897.
- Thomas, S., Kizhakudan, S. J., Remya, L., Rahangdale, S., Nair, R. J., Mahesh, V., ... y Gopalakrishnan, A. (2022). CMFRI Marine Fisheries Policy Series No. 21/2022: India Non-Detriment Finding (NDF) for Devil Rays *Mobula* spp. in the Indian Ocean, 2022 to 2024.
- Thorrold, S. R., Afonso, P., Fontes, J., Braun, C. D., Santos, R. S., Skomal, G. B., et al. (2014). Extreme diving behaviour in devil rays links surface waters and the deep ocean. *Nat. Commun.* 5:4274. doi: 10.1038/ncomms5274
- Venables SK (2020) Ecology and conservation of a threatened reef manta ray (*Mobula alfredi*) population in southern Mozambique. <https://doi.org/10.26182/C5NG-SF57>
- Venables, S. K., Rohner, C. A., Flam, A. L., Pierce, S. J., y Marshall, A. D. (2024). Persistent declines in sightings of manta and devil rays (*Mobulidae*) at a global hotspot in southern Mozambique. *Environmental Biology of Fishes*, 1-17.
- WARDANA, E. D., PUTRA, I. N. G., AL MALIK, M. D., YUSMALINDA, N. L. A., NINGSIH, E. Y., PERTIWI, N. P. D., ... y SEMBIRING, A. (2023). Population genetic structure of the bentfin devil ray (*Mobula thurstoni*) in the South Indonesia Sea with limited sample based on ND5 gene. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 24(7).
- Ward-Paige, C. A., Davis, B. and Worm, B. (2013) Global Population Trends and Human Use Patterns of Manta and *Mobula* Rays, *PLoS ONE*, 8(9): e74835.
- White WT, Corrigan S, Yang L et al (2018) Phylogeny of the manta and devil rays (Chondrichthyes: mobulidae), with an updated taxonomic arrangement for the family. *Zool J Linn Soc* 182:50-75. <https://doi.org/10.1093/zoolinnean/zlx018>

White, W. T., Giles, J., and Dharmadi, P. I. (2006). Data on the bycatch fishery and reproductive biology of mobulid rays (Myliobatiformes) in Indonesia. *Fish. Res.* 82, 65–73. doi: 10.1016/j.fishres.2006.08.008

Whitney, J. L., Coleman, R. R., y Deakos, M. H. (2023). Genomic evidence indicates small island-resident populations and sex-biased behaviors of Hawaiian reef Manta Rays. *BMC ecology and evolution*, 23(1), 31.

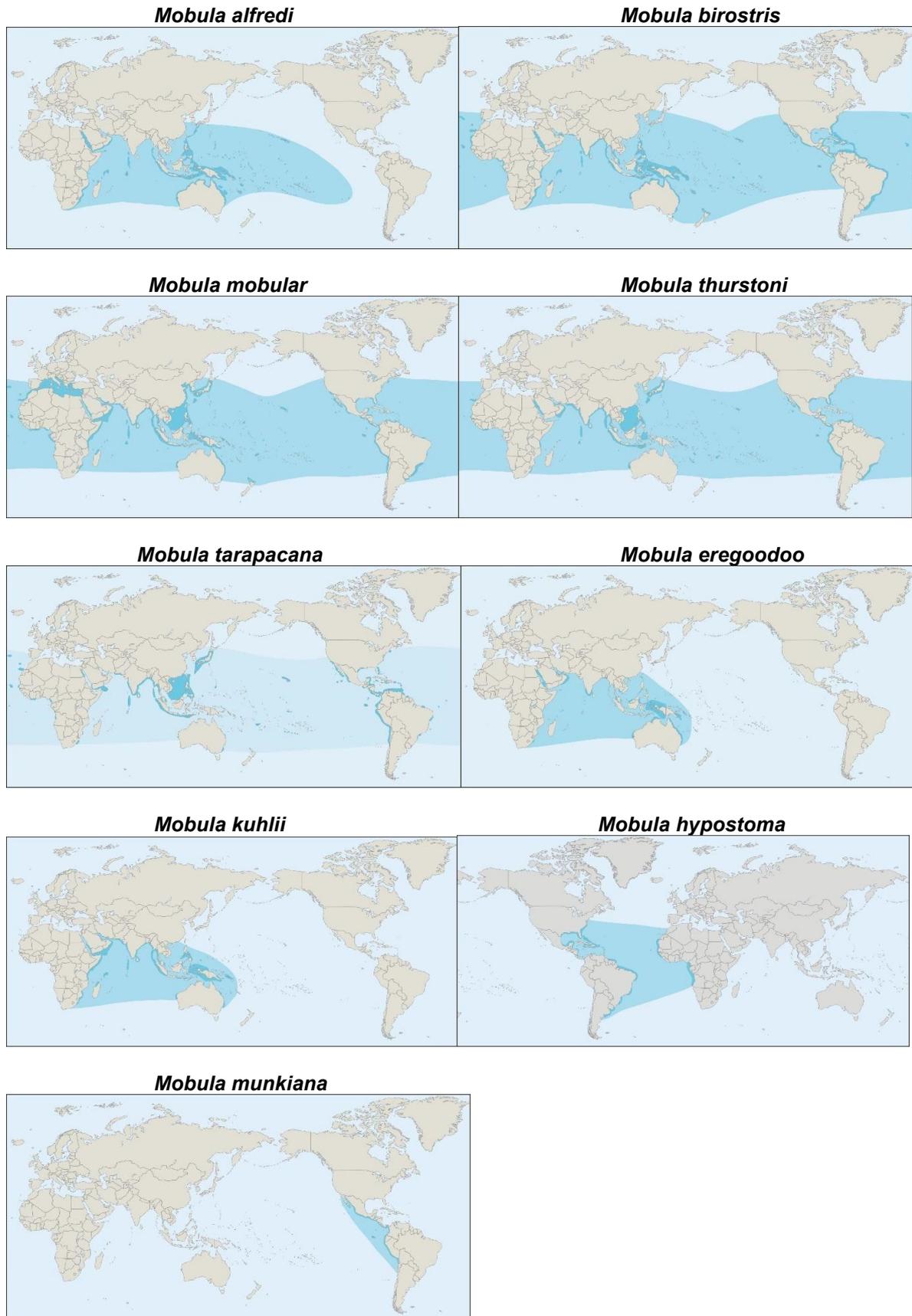
Lista de Anexos:

- I. **Tabla Suplementaria 1:** Especies de rayas Mobula y su estado de conservación global en La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN.
- II. **Figura Suplementaria 1:** Mapas de distribución de las especies de rayas Mobulas (Stevens et al., 2024).
- III. **Figura Suplementaria 2:** Declives estimados de las rayas Mobulas de estudios publicados.
- IV. **Tabla Suplementaria 2:** Base de Datos de Comercio de la CITES: datos sobre placas branquiales y aletas de móbulas (2017-2021), de Palacios et al., [En Prensa].
- V. **Figura Suplementaria 3:** a) Países donde se desembarcan rayas Mobulas y se consume su carne a nivel local. Los sitios específicos de desembarque están indicados con un círculo amarillo, aunque el desembarque puede ocurrir a lo largo de toda la costa. Los sitios de procesamiento de carne de móbulas reportados están indicados con un círculo negro. (b) Rutas de exportación e importación de carne de rayas Mobulas: los países exportadores están resaltados en verde claro, los importadores en amarillo, y los países que exportan e importan en verde oscuro. Las rutas comerciales confirmadas se indican con flechas naranjas, mientras que las rutas comerciales posibles, basadas en el comercio de tiburones, se indican en azul. De Palacios et al., 2024 [En Prensa].
- VI. **Figura Suplementaria 4:** Comerciantes al por menor de placas branquiales. Las barras azules representan los resultados de encuestas del mercado de Guangzhou, basadas en encuestas de campo y en O'Malley et al. (2017). Las barras naranjas indican el número de vendedores en línea en cinco de las principales plataformas chinas. Las barras verdes muestran los resultados de encuestas a comerciantes físicos en Hong Kong SAR. De Palacios et al., 2024 [En Prensa].
- VII. **Tabla Suplementaria 3:** Precio de las placas branquiales por grupo de especies (USD/kg) en Hong Kong SAR, Guangzhou (*basado en O'Malley et al. 2017) y minoristas en línea de China. Se utilizó la inflación acumulativa para ajustar los precios desde el año base (fuente: Fondo Monetario Internacional, Estadísticas Financieras Internacionales y archivos de datos).
- VIII. **Figura Suplementaria 5:** Mapas de la legislación nacional e internacional de protección de las rayas Mobulas mundial. De Laglbauer et al. [En Revisión].
- IX. **Figura Suplementaria 6:** Cambios de color post-mortem (Stevens et al., 2024).
- X. **Figura Suplementaria 7:** Guía de identificación de arcos branquiales (Stevens et al., 2024).

Anexo I: Tabla Suplementaria 1: Especies de rayas Mobula y su estado de conservación global en La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN

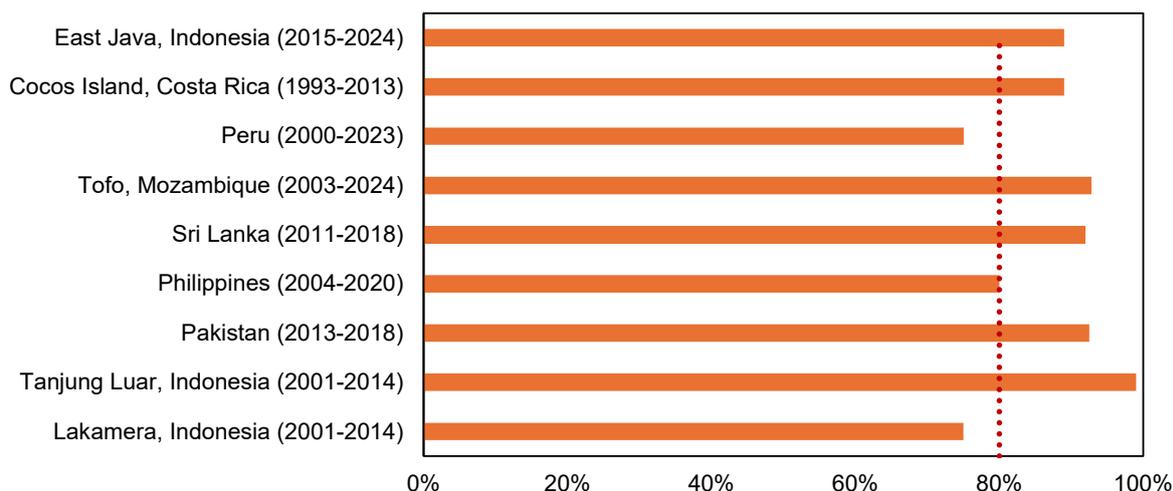
Species, including author and year	Scientific synonyms	Common names (English)	IUCN Red List Global status: year published	IUCN status trend
<i>Mobula birostris</i> , (Walbaum 1792)	<i>Manta brevirostris</i> , <i>Manta hamiltoni</i> , <i>Brachioptilon hamiltoni</i> , <i>Manta ehrenergii</i> , <i>Raja birostris</i> , <i>Raja manatia</i> , <i>Cephalopterus vampyrus</i> , <i>Cephalopterus manta</i> , <i>Manta americana</i> , <i>Ceratoptera ehrenbergii</i> , <i>Ceratoptera johnii</i> , <i>Cephaloptera stelligera</i>	Oceanic Manta Ray, Chevron Manta Ray, Giant Manta Ray, Pacific Manta Ray, Pelagic Manta Ray	EN ; 2019	Decreasing ↓
<i>Mobula alfredi</i> (Kreft 1868)	<i>Deratoptera alfredi</i> , <i>Manta alfredi</i> , <i>Manta fowleri</i> , <i>Ceratoptera alfredi</i> , <i>Manta pakoka</i> , <i>Manta pakota</i>	Reef Manta Ray, Coastal Manta Ray, Inshore Manta Ray, Prince Alfred's Ray, Resident Manta Ray	VU ; 2018	Decreasing ↓
<i>Mobula tarapacana</i> (Philippi, 1892)	<i>Cephaloptera tarapacana</i> , <i>Mobula coilloti</i> , <i>Mobula formosana</i>	Sicklefin Devilray, Box Ray, Chilean Devilray, Greater Guinean Mobula, Spiny Mobula	EN ; 2019	Decreasing ↓
<i>Mobula mobular</i> (Bonnaterre, 1788)	<i>Squalus edentulus</i> , <i>Raia mobular</i> , <i>Raja vespertilio</i> , <i>Aodon cornu</i> , <i>Raia aurita</i> , <i>Raja fabroniana</i> , <i>Raia cornuta</i> , <i>Cephaloptera japonica</i> , <i>Cephaloptera edentula</i> , <i>Mobula rancureli</i> , <i>Raja cephaloptera</i> , <i>Raja giorno</i> , <i>Raja diabolus</i> , <i>Mobula auriculata</i> , <i>Apterurus fabroni</i> , <i>Cephalopterus massena</i>	Spinetail Devil Ray, Giant Devil Ray, Spinetail Devilray	EN ; 2022	Decreasing ↓
<i>Mobula thurstoni</i> (Lloyd, 1908)	<i>Dicerobatis thurstoni</i> , <i>Mobula lucasana</i>	Bentfin Devil Ray, Lesser Devil Ray, Smoothtail Devil Ray, Smoothtail Mobula, Thurton's Devil Ray	EN ; 2022	Decreasing ↓
<i>Mobula eregoodoo</i> (Cantor, 1849)	<i>Dicerobatis eregoodoo</i> , <i>Cephaloptera eregoodootenkee</i> , <i>Mobula diabolus</i> , <i>Mobula diabolus</i> , <i>Mobula eregoodoo</i> , <i>Mobula eregoodootenkee</i>	Longhorned Pygmy Devil Ray, Pygmy Devil Ray	EN ; 2022	Decreasing ↓
<i>Mobula kuhlii</i> (Müller & Henle, 1841)	<i>Cephaloptera kuhlii</i> , <i>Dicerobatis draco</i>	Shorthorned Pygmy Devil Ray, Kuhl's Devil Ray, Shortfin Devil Ray	EN ; 2022	Decreasing ↓
<i>Mobula munkiana</i> (Notarbartolo-di-Sciara, 1987)	<i>Mobula munkiana</i>	Munk's Pygmy Devil Ray, Manta De Monk, Munk's Devil Ray, Pygmy Devil Ray, Smoothtail Mobula	VU ; 2022	Decreasing ↓
<i>Mobula hypostoma</i> (Bancroft, 1831)	<i>Mobula rochebrunei</i> , <i>Cephalopterus hypostomus</i> , <i>Cephaloptera olfersii</i> , <i>Cephaloptera massenoidea</i> , <i>Cephaloptera rochebrunei</i> , <i>Ceratobatis robertsii</i>	Atlantic Pygmy Devil Ray, Atlantic Devil Ray, Lesser Devil Ray	EN ; 2022	Decreasing ↓

Anexo II: Figura Suplementaria 1: Mapas de distribución de las especies de rayas Mobulas (Stevens et al., 2024).



Anexo III: Figura Suplementaria 2: Ejemplos de disminuciones en poblaciones de rayas *Mobulas* que cumplen con los criterios de inclusión en el Apéndice I de la CITES (Fuentes: White et al. 2015; Lewis et al. 2015; Moazzam 2018; Venables et al., 2024; Rambahiniarison et al. 2022; Fernando y Stewart 2021; Laglbauer et al. [En Revisión]; Rojas et al. [En Revisión]). Consulte la tabla 1 (sección 4.4) para información detallada.

Cabe señalar que, dado que las rayas *Mobulas* son de las especies marinas de crecimiento más lento, los miembros de esta familia se encuentran fuera del rango típico de productividad de especies marinas y califican para ser incluidos tras una disminución menor que las estipuladas en la nota al pie 9.24 (Rev CoP17). Además, se observa que las disminuciones documentadas aquí se producen en menos de tres generaciones.



Anexo IV: Tabla Suplementaria 2 Base de Datos de Comercio de la CITES: datos sobre placas branquiales y aletas de móbulas (2017-2021), de Palacios et al., [En Revisión].

CITES trade database: mobulid ray data (2017 - 2021)

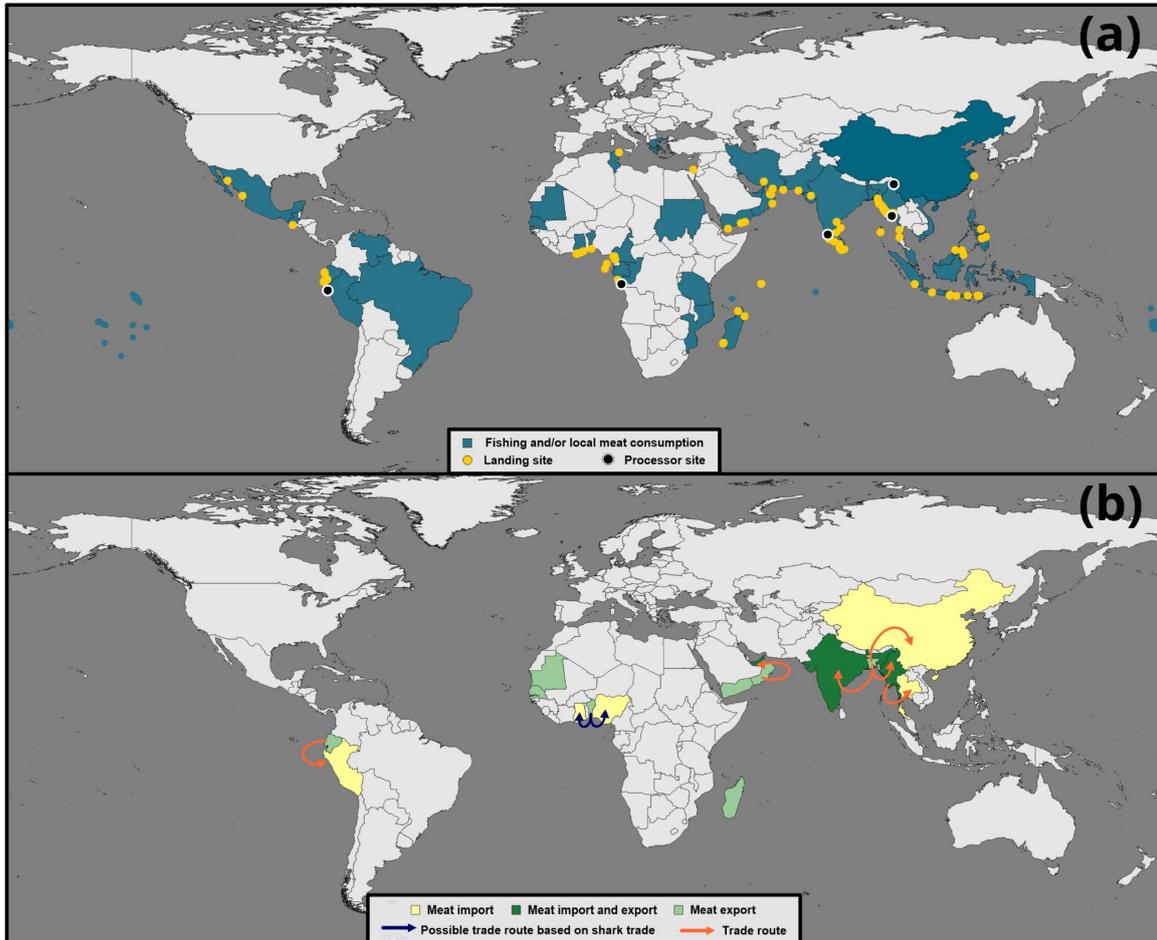
	Gill plates		Fins		Total	
	kg	%	kg	%	Kg	%
Exporter						
Sri Lanka	12,761.65	0.68	880.00	0.37	13,641.65	0.64
India	6,054.70	0.32	0.00	0.00	6,054.70	0.29
Yemen	0.00	0.00	1,418.00	0.59	1,418.00	0.07
Oman	0.00	0.00	88.00	0.04	88.00	0.00
Species						
<i>Mobula</i> spp.	5,716.65	0.30	1,418.00	0.59	7,134.65	0.34
<i>Mobula birostris</i>	1,165.50	0.06	0.00	0.00	1,165.50	0.05
<i>Mobula mobular</i>	7,486.15	0.40	718.00	0.30	8,204.15	0.39
<i>Mobula tarapacana</i>	4,448.05	0.24	250.00	0.10	4,698.05	0.22
Year						
2,017.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2,018.00	4,718.65	0.25	0.00	0.00	4,718.65	0.22
2,019.00	5,609.25	0.30	880.00	0.37	6,489.25	0.31
2,020.00	4,432.20	0.24	500.00	0.21	4,932.20	0.23
2,021.00	4,056.25	0.22	1,006.00	0.42	5,062.25	0.24
Total	18,816.35	1.00	2,386.00	1.00	21,202.35	1.00

* Where both export and import kg were reported for the same shipment, the import weight was used.

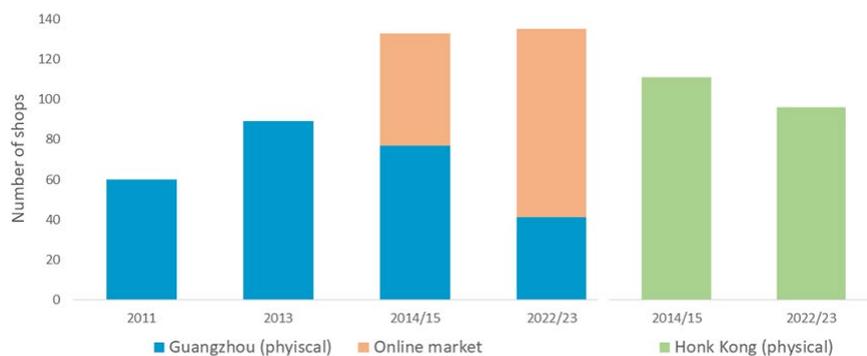
***Mobula mobular* records were combined with *M. japanica*.

*** All imports to Hong Kong.

Anexo V: Figura Suplementaria 3: a) Países donde se desembarcan rayas Mobulas y se consume su carne a nivel local. Los sitios específicos de desembarque están indicados con un círculo amarillo, aunque el desembarque puede ocurrir a lo largo de toda la costa. Los sitios de procesamiento de carne de móbulas reportados están indicados con un círculo negro. (b) Rutas de exportación e importación de carne de rayas Mobulas: los países exportadores están resaltados en verde claro, los importadores en amarillo, y los países que exportan e importan en verde oscuro. Las rutas comerciales confirmadas se indican con flechas naranjas, mientras que las rutas comerciales posibles, basadas en el comercio de tiburones, se indican en azul. De Palacios et al., 2024 [En Revisión].



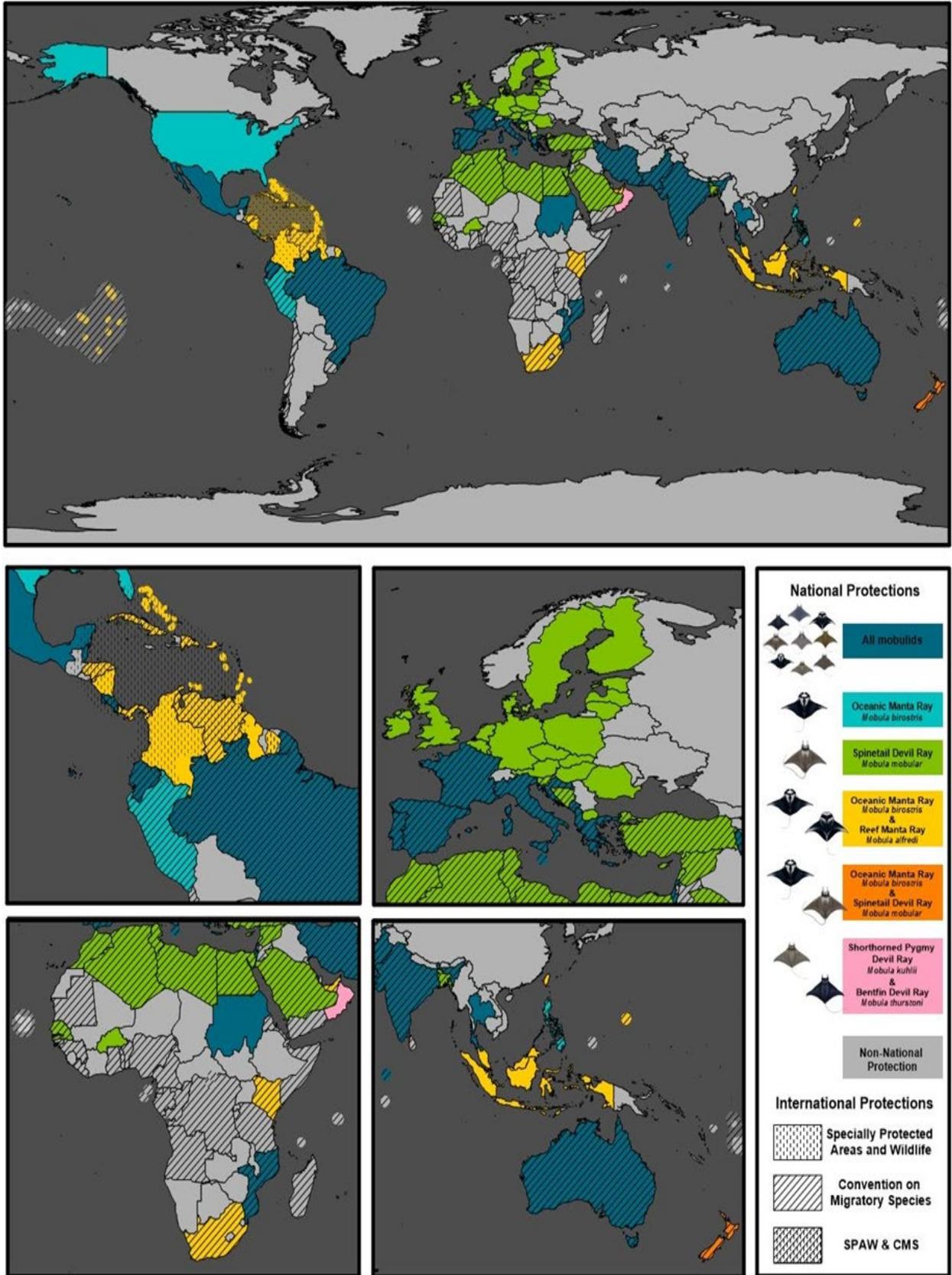
Anexo VI: Figura Suplementaria 4: Comerciantes al por menor de placas branquiales. Las barras azules representan los resultados de encuestas del mercado de Guangzhou, basadas en encuestas de campo y en O'Malley et al. (2017). Las barras naranjas indican el número de vendedores en línea en cinco de las principales plataformas chinas. Las barras verdes muestran los resultados de encuestas a comerciantes físicos en Hong Kong SAR. De Palacios et al., 2024 [En Revisión].



Anexo VII: Tabla Suplementaria 3: Precio de las placas branquiales por grupo de especies (USD/kg) en Hong Kong SAR, Guangzhou (*basado en O'Malley et al. 2017) y minoristas en línea de China. Se utilizó la inflación acumulativa para ajustar los precios desde el año base (fuente: Fondo Monetario Internacional, Estadísticas Financieras Internacionales y archivos de datos).

	Physical retailers					Online retailers
	Hong Kong SAR 2016 - 2021	Guangzhou market				China
		2011*	2013*	2015*	2023	2023
Manta ray	\$404.93	\$277.00	\$325.00	\$329.00	\$456.00	
Sicklefin devil ray	\$313.67	\$194.00	\$256.00	\$286.00	\$379.00	
Spinetail devil ray/other	\$251.44	\$141.00	\$193.00	\$189.00	\$283.00	
Average	\$323.35	\$204.00	\$258.00	\$268.00	\$372.67	\$511.81
Acc. inflation (%)		0	10.80%	14%	28.30%	28.30%
Adjusted price		\$204.00	\$230.14	\$230.48	\$267.20	\$366.97

Anexo VIII: Figura Suplementaria 5: Mapas de la legislación nacional e internacional de protección de las rayas Mobulas mundial. De Laglbauer et al. [En Revisión].

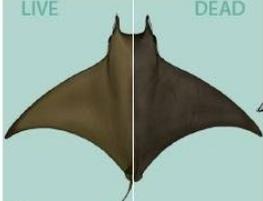
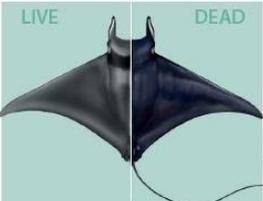
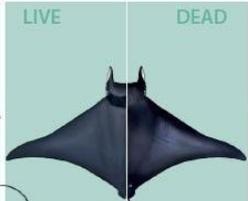


Anexo IX: Figura Suplementaria 6: Cambios de color post-mortem (Stevens et al., 2024).



POST-MORTEM COLOUR CHANGES

When a mobulid ray dies, the pigmentation contained within the mucus coating dorsally is often rubbed off through handling, and the skin colours and patterning also fade in some species. This can create identification challenges. The illustrations below show the specific variations between live and dead specimens for each species.

<i>M. tarapacana</i> (p.78)		<i>M. alfredi</i> (p.64)		<i>M. birostris</i> (p.60)		<i>M. cf. birostris</i> (p.62)			
LIVE	DEAD	LIVE	DEAD	LIVE	DEAD	LIVE	DEAD		
									
Pigmentation removal results in overall darker dorsal colouration when dead.		Pigmentation removal results in dorsal markings fading when dead, making patterning fainter.		Pigmentation removal results in dorsal markings fading when dead, making patterning fainter.		Pigmentation removal results in dorsal markings fading when dead, making patterning fainter.			
<i>Mobula mobular</i> (p.66)		<i>Mobula thurstoni</i> (p.72)		<i>Mobula eregoodoo</i> (p.70)		<i>Mobula kuhlii</i> (p.68)		<i>Mobula hypostoma</i> & <i>M. munkiana</i>	
LIVE	DEAD	LIVE	DEAD	LIVE	DEAD	LIVE	DEAD	LIVE	DEAD
								 <i>M. hypostoma</i> (p.74) <i>M. munkiana</i> (p.76)	
Body darkens to black when dead and head collar fades.		Body darkens to black when dead and head collar fades.		Dorsal colouration changes to dark grey or black when dead.		Dorsal colouration often darkens when dead and head collar fades.		Dorsal colouration often darkens when dead and head collar fades.	

Anexo X: Figura Suplementaria 7: Guía de identificación de arcos branquiales (Stevens et al., 2024).

DRIED GILL PLATE ID FEATURES & KEY

Dried mobulid gill plates differ in three easily identifiable ways: size (small, medium, large), colour patterning (uniform vs bicolour), and lobe edging (smooth vs jagged) (see below). These features can be used to aid species identification (see key).

Primarily, it is the gill plates from the larger mobulid ray species are traded due to the much larger gill plate sizes. Therefore, the easiest and most accurate way to identify a dried gill plate is to place it into one of four groups. These are: manta rays (plates not easily distinguishable between species), Sicklefin Devil Ray (easy to ID), Spinetail Devil Ray (easy to ID), and Bentfin Devil Ray / Other (plates small and not easily distinguishable between remaining species).

Gill plate features

Size

Small

Medium

Large

30cm

Color

Uniform

Bicoloured

Lobe edging

Smooth

Jagged

Gill plates can be easily identified using the following visual identification key

1 Is the gill plate longer than 25cm and without a distinct bicoloured pattern?

YES → Manta rays NO → 2

Manta rays *Mobula birostris*,
M. cf. birostris and *M. alfredi*

1. Size = Large (usually greater than 25cm).
2. Colour = Uniform brown (sometimes white or marbled).
3. Lobe edging = Smooth.

2 Does the gill plate have a thick white central colouration and smooth lobe edging?

YES → Sicklefin Devil Ray NO → 3

Sicklefin Devil Ray *Mobula tarapacana*

1. Size = Medium / Large (av. 25 – 30cm).
2. Colour = Bicoloured (thick white centre).
3. Lobe Edging = Smooth.

3 Does the gill plate have jagged and white lobe edging only?

YES → Spinetail Devil Ray

Spinetail Devil Ray *Mobula mobular*

1. Size = Small / Medium (av. 15 – 25cm).
2. Colour = Bicoloured (white edging).
3. Lobe Edging = Jagged.

NO → Bentfin Devil Ray / Other

Bentfin Devil Ray *Mobula thurstoni* / other

1. Size = Small (<15cm).
2. Colour = Bicoloured (white centre / edging).
3. Lobe Edging = Jagged.