

COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

COMITÉ CIENTÍFICO ASESOR

14^a REUNIÓN

La Jolla, California (EE. UU.)

15-19 de mayo de 2023

DOCUMENTO SAC-14-12

EVALUACIÓN DE VULNERABILIDAD Y SIMULACIÓN DE POSIBLES MEDIDAS DE CONSERVACIÓN Y ORDENACIÓN PARA LOS TIBURONES SEDOSO Y MARTILLO CAPTURADOS EN PESQUERÍAS PELÁGICAS DEL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL

Shane Griffiths, Salvador Siu, Melanie Hutchinson, Jon Lopez, Alexandre Aires-da-Silva

ÍNDICE

Resumen	2
1. Introducción.....	3
2. Métodos.....	5
2.1 Definición de la región de la evaluación y de las pesquerías incluidas	5
2.2 Estimación de la susceptibilidad como sustituto de la mortalidad instantánea por pesca (F)	8
2.3 Caracterización de la productividad de las especies por medio de modelos por recluta.....	11
2.4 Mortalidad natural	13
2.5 Puntos de referencia biológicos (PRB)	13
2.6 Implementación del modelo	14
2.7 Modelado de escenarios	14
2.8 Análisis de sensibilidad.....	17
3. Resultados.....	18
3.1 Estimaciones de susceptibilidad y de un sustituto de mortalidad por pesca (F)	18
3.2 Estado de vulnerabilidad de las especies de tiburones en el OPO	19
3.3 Análisis de sensibilidad	20
4. Discusión	20
4.1 Consideraciones sobre la calidad de los datos	21
4.2 Orientación de la ordenación a partir del modelado de escenarios	24
4.3 Recomendaciones e indicaciones para el trabajo futuro	25
4.4 Pesquerías artesanales	26
4.5 Pesquería palangrera industrial	27
4.6 Estudios biológicos.....	28
5. Conclusiones	29
Agradecimientos	30
Referencias.....	30

RESUMEN

Los tiburones sedoso y martillo se capturan con frecuencia, ya sea como objetivo o como captura incidental, en las pesquerías pelágicas industriales y artesanales en el Océano Pacífico oriental (OPO). Estas especies crecen lentamente, son longevas y tienen un bajo potencial reproductivo, lo que genera preocupación sobre su sostenibilidad a largo plazo en el OPO. En 2016, la CIAT implementó la resolución [C-16-05](#), que solicitaba, entre otras cosas, un plan de trabajo para completar evaluaciones de las poblaciones de cuatro especies: tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*), cornuda común (*Sphyrna lewini*), cornuda gigante (*Sphyrna mokarran*) y cornuda cruz (*Sphyrna zygaena*). Sin embargo, la falta de series de tiempo fiables a largo plazo de la abundancia ha obstaculizado las evaluaciones de poblaciones para el tiburón sedoso, que la CIAT intentó en 2014 y amplió a una evaluación de la población en el Pacífico entero en 2018.

Para abordar esta necesidad crítica de datos, la CIAT ha realizado investigaciones para desarrollar programas de muestreo de tiburones en Centroamérica. Mientras tanto, la CIAT ha usado el enfoque de evaluación de riesgos ecológicos EASI-Fish (por sus siglas en inglés; Ecological Assessment for the Sustainable Impacts of Fisheries) desarrollado por el personal de la CIAT para especies y pesquerías de datos limitados para evaluar la vulnerabilidad de estas especies bajo 43 escenarios hipotéticos que comprenden medidas prácticas de conservación y ordenación (MCO), usadas de forma aislada y conjunta, para guiar futuros esfuerzos de investigación y ordenación.

Varios de los 43 escenarios de MCO resultaron en una reducción significativa del estado de vulnerabilidad de las cuatro especies, aunque ninguno resultó en la reclasificación de una especie como "menos vulnerable". Las MCO que tuvieron el mayor impacto positivo fueron similares para las cuatro especies, la imposición de vedas en el OPO entero de 120 o 180 días, especialmente para la pesquería palangrera industrial, debido a su gran huella de esfuerzo espacial que se traslapa significativamente con la distribución de las cuatro especies. Aunque se predijo que otros escenarios, como la prohibición de los reinales de acero, la imposición de una longitud total mínima de retención de 100 cm para todos los tiburones, e incluso la prohibición de la descarga de todos los tiburones, reducirían en gran medida la mortalidad en los buques, este efecto positivo sobre la vulnerabilidad se anuló en gran parte debido a la alta mortalidad posliberación de estas especies. Estos resultados evidenciaron que la medida de mitigación más eficaz para estos tiburones es evitar la interacción con las pesquerías del OPO. Sin embargo, existen factores socioeconómicos importantes que considerar, ya que es probable que las vedas temporales, especialmente para las pesquerías palangreras industriales y artesanales, reduzcan en gran medida la captura de las especies objetivo (por ejemplo, atunes y peces picudos) o desplacen el esfuerzo a la región oriental del Océano Pacífico occidental y central, donde es posible que estas pesquerías sigan teniendo un impacto sobre las especies que la medida tenía por objeto proteger.

Una estimación del orden de magnitud de las capturas de tiburones sedoso y martillo por las pesquerías artesanales de los estados costeros en el OPO indica que es probable que estas capturas sean significativamente mayores que las estimadas anteriormente ([SAC-14 INF-L](#)). Estos resultados son inconsistentes con los resultados de EASI-Fish, que muestran que el impacto relativo en todas las pesquerías está fuertemente dominado por la pesquería palangrera industrial. Esto indica que se podrían mejorar los datos y los supuestos del análisis EASI-Fish. Por ejemplo, se realizaron análisis de sensibilidad que mostraron que los resultados del modelo eran sensibles a las estimaciones de capturabilidad para cada pesquería y a la baja resolución espacial de los datos notificados a la CIAT por la pesquería palangrera industrial y, por lo tanto, requieren una mayor investigación.

La evaluación identificó varias deficiencias importantes de datos que necesitan ser abordadas mediante un enfoque estratégico de investigación colaborativa entre la CIAT y sus CPC, incluyendo datos biológicos

básicos y datos mejorados de captura y composición por talla y por especie en las pesquerías artesanales y la pesquería palangrera industrial. Abordar estas necesidades de datos no solo ayudará a mejorar las evaluaciones rápidas a corto plazo como EASI-Fish, sino también a desarrollar series de tiempo a más largo plazo necesarias para emprender métodos nuevos y convencionales como el marcado y recaptura por parientes cercanos o evaluaciones de poblaciones convencionales a partir de las cuales se pueda determinar la condición de las poblaciones de estas especies vulnerables.

1. INTRODUCCIÓN

Los tiburones son depredadores de alto nivel presentes en todos los ecosistemas marinos del mundo y desempeñan un papel vital en la regulación de la estructura y función de los ecosistemas al ejercer una presión de depredación descendente sobre diversas presas en múltiples niveles tróficos, desde cefalópodos hasta mamíferos marinos grandes (Kitchell *et al.*, 2002; Myers *et al.*, 2007; Baum y Worm, 2009). Los tiburones comparten hábitats y presas similares a los de especies pelágicas de importancia comercial como los atunes y los peces picudos, por lo que son de captura incidental inevitable para las pesquerías pelágicas industriales y artesanales. Sin embargo, en algunas pesquerías pelágicas, los tiburones son especie objetivo particularmente importante, o al menos captura incidental retenida. Desgraciadamente, por lo general los tiburones son longevos, crecen lentamente y tienen un bajo potencial reproductivo, lo que genera preocupaciones de conservación para muchas especies impactadas por la pesca. Estas características los hacen menos resilientes a la presión pesquera que los atunes y los peces picudos, que crecen rápidamente, maduran a una edad temprana y son altamente fecundos (Schindler *et al.*, 2002). En consecuencia, las pesquerías atuneras son susceptibles de poner en peligro la sostenibilidad a largo plazo de las poblaciones de tiburones y perturbar los procesos ecológicos de los ecosistemas marinos (Kitchell *et al.*, 2002).

La Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) ha reconocido formalmente las posibles consecuencias ecológicas negativas de las pesquerías atuneras y ha adoptado un enfoque ecosistémico para la ordenación de sus pesquerías atuneras en el Océano Pacífico oriental (OPO). La Convención de Antigua (CIAT, 2003), que entró en vigor en 2010, dispone en su artículo VII 1(f) que la CIAT deberá *“adoptar, en caso necesario, medidas y recomendaciones para la conservación y administración de las especies que pertenecen al mismo ecosistema y que son afectadas por la pesca de especies de peces abarcadas por la presente Convención, o que son dependientes de estas especies o están asociadas con ellas...”*. En particular, la CIAT ha implementado una serie de medidas de conservación y ordenación desde al menos 2005 para limitar o prohibir la captura de tiburones o para promover prácticas de manipulación que maximicen su supervivencia posliberación ([C-16-05](#)). Lo anterior resulta particularmente importante para especies de alta preocupación para la conservación, como el tiburón ballena ([C-19-06](#)) y el tiburón punta blanca oceánico ([C-11-10](#)).

Lamentablemente, para muchas especies de tiburones en el OPO no existen datos biológicos y de captura suficientes para realizar una evaluación convencional para determinar la condición de la población, que los gestores pesqueros puedan utilizar para tomar acciones de ordenación, en caso necesario. Sin embargo, la Convención de Antigua exige la aplicación del enfoque precautorio (artículo IV) según el cual *“la falta de información científica adecuada no se aducirá como razón para aplazar la adopción de medidas de conservación y ordenación o para no adoptarlas”*. Para atender este problema, la CIAT formalizó una estrategia de investigación para especies de captura incidental con datos limitados, entre ellas los tiburones, en su Plan Científico Estratégico (PCE) 2018-2023 para *“desarrollar herramientas analíticas para identificar y priorizar especies en riesgo”*. El personal logró este objetivo mediante el desarrollo de un enfoque cuantitativo flexible espacialmente explícito de evaluación de riesgos ecológicos, denominado Evaluación Ecológica de los Impactos Sostenibles de las Pesquerías (EASI-Fish, por sus siglas en inglés). Este enfoque está específicamente diseñado para cuantificar los impactos acumulativos de

múltiples pesquerías en especies de captura incidental con datos limitados (Griffiths *et al.*, 2019).

La utilidad de EASI-Fish se demostró por primera vez con el propósito de priorizar la vulnerabilidad de 24 especies de captura incidental, entre ellas teleósteos epipelágicos y mesopelágicos, elasmobranquios, tortugas marinas y cetáceos capturados en pesquerías atuneras del OPO (Griffiths *et al.*, 2019). Posteriormente, EASI-Fish se aplicó a especies de captura incidental individuales en el OPO para explorar la eficacia de posibles medidas de conservación y ordenación (MCO) para la manta mobula (*Mobula mobular*) (Griffiths y Lezama-Ochoa, 2021) y la población de tortuga laúd (*Dermochelys coriácea*) del Pacífico oriental, en peligro crítico de extinción (Griffiths *et al.*, 2020; BYC-11-02). Desde entonces, el uso de EASI-Fish se ha ampliado fuera de la CIAT para evaluar los impactos ecológicos de las pesquerías de palangre en el Océano Pacífico central (Gilam *et al.*, 2021) y para evaluar la vulnerabilidad de los elasmobranquios capturados incidentalmente en las pesquerías atuneras del Océano Pacífico occidental y central (Phillips *et al.*, 2021).

En 2022, el personal de la CIAT realizó una evaluación de vulnerabilidad exhaustiva de 32 especies de tiburones que se ha documentado que interactúan con pesquerías pelágicas industriales (de cerco y de palangre) y artesanales (de palangre y de red agallera) en el año de referencia 2019. Las estimaciones de un sustituto de la mortalidad por pesca (\tilde{F}_{2019}) y la biomasa de la población reproductora por recluta (SBR₂₀₁₉) para el año de referencia 2019 rebasaron los puntos de referencia biológicos ($F_{40\%}$ y SBR_{40%}) para 21 de estas especies, por lo que fueron clasificadas como “más vulnerables”. Dichas especies comprenden tiburones martillo (4 especies), cazones picudos, tintoreras, nep (10 especies), zorros (*Alopias superciliosus* y *A. Pelagicus*), tiburones mesopelágicos (3 especies) y el tiburón azul (*Prionace glauca*) y el mako de aleta corta (*Isurus oxyrinchus*), ambos de importancia comercial. Dado que el ISC realiza de manera habitual evaluaciones de las poblaciones de tiburón azul y mako de aleta corta en el Pacífico norte (ISC, 2018; 2022), el personal de la CIAT utilizó los resultados de la evaluación EASI-Fish para priorizar la investigación y evaluación de las especies más vulnerables restantes.

Por consiguiente, el personal decidió realizar una investigación detallada de cuatro especies: el tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*), la cornuda común (*Sphyrna lewini*), la cornuda gigante (*Sphyrna mokarran*) y la cornuda cruz (*Sphyrna zygaena*) –en lo sucesivo denominados de forma abreviada “SMT” (tiburones sedoso y martillo)– ya que la resolución [C-16-05](#) señala que estas son las “*especies principales que se sabe son capturadas por los buques y artes que pescan las especies bajo el amparo de la CIAT en el Área de la Convención*”. La resolución también requiere la elaboración de un plan de trabajo para realizar evaluaciones completas de estas especies, lo cual no ha sido posible debido a la falta de series de tiempo de captura fiables para los estados ribereños donde se cree que ocurren la mayoría de las capturas (ver [SAC-14-INF-L](#)).

Se intentó realizar una evaluación convencional del tiburón sedoso en el OPO mediante Stock Synthesis en 2014 para el periodo de 1993 a 2010 (CIAT, 2014). Sin embargo, el modelo no fue capaz de ajustar el índice de abundancia principal derivado de la CPUE de lances sobre objetos flotantes en la pesquería de cerco, lo cual se atribuyó a la existencia de datos de captura incompletos en la década de 1990 y a principios de la década de 2000. El personal recomendó mejorar los datos de captura, de esfuerzo y de composición por talla y por sexo para todas las pesquerías que capturan tiburón sedoso en el OPO, con el fin de desarrollar un índice de abundancia fiable para la evaluación de poblaciones.

Este documento examina la posible vulnerabilidad de los tiburones SMT a recientes impactos de la pesca por medio de EASI-Fish, mientras no se disponga de datos fiables suficientes para la evaluación de poblaciones. Se eligió el año de evaluación 2019, por considerarse el último año de pesca completo capaz de representar los regímenes de esfuerzo de pesca contemporáneos en el OPO, antes de que el esfuerzo de pesca y la recolección y provisión de datos se vieran significativamente afectados por

la pandemia de COVID-19, lo que comenzó alrededor de marzo de 2020. Con la flexibilidad y el marco espacialmente explícito de EASI-Fish, en esta investigación se examinó una serie de MCO hipotéticas que podrían implementarse, ya sea de forma aislada o en combinación, para reducir los impactos de las pesquerías sobre estas especies dentro del OPO.

2. MÉTODOS

2.1 Definición de la región de la evaluación y de las pesquerías incluidas

La presente evaluación de tiburones se limita al Área de la Convención de la CIAT en el OPO (definida como la región que se extiende desde la costa del continente americano hasta 150°O entre 50°S y 50°N) y caracteriza las poblaciones de tiburones y las pesquerías del OPO en 2019. Aunque es posible que algunas de las especies de tiburón evaluadas se compongan de más de una población en el Océano Pacífico (por ejemplo, Kraft, 2020) e incluso dentro del OPO (por ejemplo, Rodríguez Matus, 2020), no hay información suficiente para delimitar claramente los límites de las poblaciones para ninguna de las cuatro especies SMT. Por ende, para los fines de este estudio, se supuso que cada especie representaba una sola población homogénea dentro del Área de la Convención de la CIAT. Lo contrario podría también ser cierto para algunas especies pelágicas, en el sentido de que especies capturadas en el OPO podrían formar parte de una población continua más grande en todo el Océano Pacífico. Aunque se planea realizar evaluaciones en el Océano Pacífico entero para algunas especies, en colaboración con la Secretaría de la Comunidad del Pacífico (SPC), se consideró prematura la inclusión de las pesquerías de la Comisión de Pesca del Pacífico Occidental y Central (WCPFC) en este momento, especialmente si se considera que una evaluación convencional de la población de tiburón sedoso en todo el Océano Pacífico no tuvo éxito en 2018 (Clarke *et al.*, 2018).

Palangre industrial

Las pesquerías industriales comprendían la pesquería de buques atuneros palangreros grandes (LSTLFV, por sus siglas en inglés y en adelante denominada la “pesquería palangrera industrial”) y dos pesquerías de cerco (clase 6 con capacidad de acarreo >363 t y clases 1-5 ≤363 t; ver abajo). Los datos de estas pesquerías se obtuvieron a partir de bitácoras de buques, fueron recolectados por observadores científicos a bordo o fueron remitidos a la CIAT por sus Miembros de conformidad con las resoluciones [C-03-05](#) y [C-19-08](#) y se describen en [SAC-08-07b](#). Específicamente, los datos de la pesquería palangrera industrial se obtuvieron de los buques de >24 m de eslora total (LOA) incluidos en el Registro Regional de Buques de la CIAT y que están autorizados para pescar atún y especies afines en el OPO, los cuales presentan principalmente informes mensuales de captura y esfuerzo de pesca con una resolución de al menos 5° x 5°, aunque existen unos cuantos CPC que presentan datos con una resolución de 1° x 1°. Además, se recolectaron datos de programas nacionales de observadores científicos que monitorean al menos el 5% del esfuerzo de pesca de los LSTLFV de más de 20 m de LOA, como lo exige la resolución [C-19-08](#).

Cerco (clase 6)

Los datos de esfuerzo que caracterizan la pesquería de buques cerqueros de clase 6 fueron recolectados por el programa de observadores a bordo del Acuerdo sobre el Programa Internacional para la Conservación de los Delfines (APICD) y los Programas Nacionales en 2019, que cubrían el 100% del esfuerzo de pesca. Esta pesquería comprende tres subpesquerías que se distinguen por el tipo de lance: i) lances asociados a objetos flotantes naturales o artificiales (OBJ), ii) lances asociados a delfines (DEL), and iii) lances sobre cardúmenes de atunes que no están asociados ni a delfines ni a objetos flotantes (NOA).

Cerco (clases 1-5)

Existe una serie de buques cerqueros más pequeños que operan en el OPO, desde buques pequeños (clases 1-2) que por lo general se restringen a zonas costeras hasta buques comerciales más grandes (clases 3-5) que frecuentemente pescan en alta mar. El APICD no exige que estos buques más pequeños lleven un observador, excepto en situaciones específicas. De los 59 buques de clases 1-5 que pescaron en el OPO en 2022, solamente 18 (30.5%) llevaban observador. Sin embargo, el Tuna Conservation Group (TUNACONS), un consorcio de compañías atuneras de Ecuador, hace uso de observadores de manera voluntaria en sus buques desde 2018, con una cobertura del 26% del número total de viajes notificados para todos los buques de clases 1-5 en el OPO en 2022 (CIAT, datos sin publicar). Los científicos de la CIAT aún no determinan si los datos recolectados hasta la fecha por TUNACONS son representativos de la flota en términos de características de las artes de pesca, composición de la captura y distribución espaciotemporal del esfuerzo. Sin embargo, dada la escasez de información sobre esta pesquería en el pasado, se incluyeron estos datos considerados representativos de la cobertura espacial mínima de la pesquería. Se dispuso, mediante recolecta oportunista del personal de campo de la CIAT en varios puertos de descarga, de copias de registros de bitácora que resumían las actividades de pesca de los buques de clases 1-5. La pesquería que comprende los buques de clases 1-5 también puede dividirse según los mismos tipos de lance que la flota de clase 6, salvo que a los buques de clases 1-5 (es decir, <363 t) no se les permite realizar lances DEL (APICD, 2017). La posición de cada lance de los buques de clases 1-6 se asignó a la celda de 0.5° x 0.5° más cercana para definir cada subpesquería.

Red agallera y palangre artesanal

A diferencia de las pesquerías cerqueras y palangreras industriales en el OPO, las numerosas flotas artesanales pequeñas que operan dentro de las ZEE de los países del OPO están generalmente mal documentadas por las agencias nacionales de pesca. Sin embargo, se ha demostrado que los tiburones SMT se ven fuertemente afectados por las pesquerías costeras de palangre y de red agallera (Alfaro-Shigueto *et al.*, 2010; Cartamil *et al.*, 2011; Martínez-Ortiz *et al.*, 2015; Sosa-Nishizaki *et al.*, 2020) que capturan por temporada neonatos y juveniles, particularmente *S. lewini*, en sus hábitats de cría costeros en toda Centroamérica (Zanella *et al.*, 2019; Guzman *et al.*, 2020; Arriatti *et al.*, 2021; Corgos y Rosende-Pereiro, 2022; Rodríguez-Arana Favela *et al.*, 2022) y Sudamérica (Castañeda, 2001; Mason *et al.*, 2020; López-Angarita *et al.*, 2021b; Jaramillo Torres, 2022). Por ende, fue necesario recopilar todas las fuentes de datos disponibles sobre el esfuerzo de pesca de las pesquerías artesanales para incluirlas en la evaluación.

Existen distintas subpesquerías en las pesquerías artesanales costeras de palangre y de red agallera en Centro y Sudamérica. La pesquería palangrera artesanal se puede dividir por configuración de arte, área y temporada de operación para pescar dorado (*Coryphaena hippurus*) o una combinación de atunes, peces picudos y tiburones (Alfaro-Shigueto *et al.*, 2010; Andraka *et al.*, 2013; Doherty *et al.*, 2014). La pesquería de dorado (DOL) opera durante el verano austral, de octubre a marzo aproximadamente, entre aguas neríticas y de alta mar, mientras que la pesquería de atunes-peces picudos-tiburones (APT) opera entre abril y septiembre más lejos de la costa, aunque las fechas y la duración de estas temporadas de pesca varían ligeramente según la latitud. En el sur del OPO, frente a las costas de Perú, la pesquería DOL opera de diciembre a marzo (Alfaro-Shigueto *et al.*, 2010; Doherty *et al.*, 2014), mientras que la temporada es menos definitiva en regiones más al norte, frente a las costas de México (Andraka *et al.*, 2013). Ambas pesquerías utilizan configuraciones de arte similares, aunque la pesquería APT suele emplear líneas principales un poco más largas, así como brazoladas más largas pero menos numerosas para pescar en aguas un poco más profundas que la pesquería DOL (Andraka *et al.*, 2013; Martínez-Ortiz *et al.*, 2015). La diferencia principal entre las dos pesquerías radica en que solamente la pesquería APT suele utilizar reinales de alambre (Alfaro-Shigueto *et al.*, 2010), con la excepción de Ecuador, donde están prohibidos los reinales de alambre en todas las pesquerías palangreras desde 2007 (Tribunal Constitucional del

Ecuador, 2007).

El programa de investigación a largo plazo de la CIAT, que examinó los efectos de diferentes tipos de anzuelo en las tasas de captura incidental, proporcionó datos razonablemente detallados sobre el esfuerzo de los buques palangreros artesanales en toda Centroamérica, comunicados en parte por Andraka *et al.* (2013) y por el programa de muestreo de tiburones FMAM-ABNJ de 2 años (Oliveros-Ramos *et al.*, 2020). Se disponía de cierta información fragmentada a partir de mapas de esfuerzo de pesca publicados en artículos científicos (Martínez-Ortiz *et al.*, 2015) e informes (por ejemplo, Ayala *et al.*, 2008; Martínez *et al.*, 2017), o bien mapas de datos de observadores sin publicar. Estos mapas fueron digitalizados y georreferenciados y el esfuerzo de pesca se asignó a celdas en una resolución apropiada (usualmente de 0.5° x 0.5°) utilizando el programa QGIS. Lamentablemente, en algunas áreas en las que se sabe que operan pesquerías artesanales, existían vacíos espaciales importantes en los datos sobre captura y/o esfuerzo. Sin embargo, en muchas de estas áreas, se disponía de datos detallados sobre la ubicación de los puertos de pesca de las flotas artesanales. Por ejemplo, Ortiz-Álvarez *et al.* (2020) mapearon los puertos de pesca artesanal costera desde el norte del Golfo de California, México, hasta la frontera sur de Colombia, mientras que Alfaro-Shigueto *et al.* (2018) mapearon puertos de pesca desde Ecuador hasta Chile. Dado que estos dos estudios se basaron en entrevistas a pescadores en puerto sobre las características de sus operaciones de pesca y las interacciones con especies protegidas como las tortugas marinas, no se disponía de datos de esfuerzo espacialmente explícitos para determinar dónde pescaban las embarcaciones de estos puertos. Sin embargo, los pescadores artesanales frecuentemente atraviesan más de 1 grado de latitud (~111 km) para llegar a sus caladeros de pesca predilectos (ver Martínez-Ortiz *et al.*, 2015). Por ende, fue razonable suponer que en 2019 se ejerció al menos una unidad de esfuerzo de pesca en cada celda de 0.5° x 0.5° adyacente a cada puerto de pesca activo.

En algunos Estados ribereños del OPO no suele haber una distinción clara entre las embarcaciones artesanales, semiindustriales e industriales, ya que las artesanales suelen ser de múltiples artes (palangre y red agallera) y multiespecíficas, alternando su especie objetivo entre atunes, peces picudos, tiburones y dorado según la temporada (Martínez-Ortiz *et al.*, 2015; Siu y Aires-da-Silva, 2016). Aunque algunas de estas embarcaciones pueden llegar a aguas de alta mar (por ejemplo, flotas a mediana y gran escala), la mayoría son de eslora total (LOA) menor a 15 m (y se denominan en general “pangas”) y operan más en zonas costeras. Dado que no se disponía de datos de esfuerzo de estas flotas nacionales por tamaño de buque, se clasificaron estas flotas colectivamente como “artesanales”. En cambio, la pesquería palangrera nacional mexicana pesca tiburones con buques (muchas veces de LOA >27 m) y configuraciones de arte de lances someros, similares a los que utiliza la flota palangrera de aguas lejanas (Sosa-Nishizaki *et al.*, 2020). Por consiguiente, para los fines de este estudio, se incluyeron los datos disponibles de esta pesquería palangrera nacional mexicana como parte de la flota palangrera industrial.

La mayoría de los Estados ribereños tienen algún tipo de programa de inspección de descargas realizado principalmente con fines de cumplimiento (Siu y Aires-da-Silva, 2016). Desafortunadamente, la cobertura por observadores de estas flotas es extremadamente baja y los datos son muy limitados para fines científicos. Aunque se están desarrollando programas de muestreo para las flotas de países ribereños (ver Oliveros-Ramos *et al.*, 2019), no se dispone todavía de datos provenientes de programas bien establecidos a largo plazo. Por lo tanto, se consideró que el uso de mapas de distribución de esfuerzo de pesca, publicados y de alta resolución, era la única opción factible para representar la “huella” espacial de estas pesquerías en la evaluación actual. Tal como fue el caso de los datos de puertos pesqueros, los mapas de esfuerzo de pesca fueron importados al programa QGIS y georreferenciados y la presencia de un solo lance en cualquier celda de 0.5° x 0.5°, o de 5° x 5° o 1° x 1° en el caso de la pesquería palangrera industrial, se consideró como presencia de esfuerzo.

En la Tabla 1 se ofrece una descripción detallada de los conjuntos de datos incluidos en la evaluación. La

Figura 1 muestra mapas de la huella del esfuerzo de cada pesquería.

2.2 Estimación de la susceptibilidad como sustituto de la mortalidad instantánea por pesca (\tilde{F})

La vulnerabilidad de cada especie de tiburón se cuantificó mediante el enfoque de evaluación de riesgos ecológicos EASI-Fish (Griffiths *et al.*, 2019). EASI-Fish se compone de componentes distintos de susceptibilidad y productividad. El componente de susceptibilidad se utiliza para aproximar la tasa de mortalidad instantánea por pesca (F) que se compara con puntos de referencia biológicos (PRB) utilizados en el componente de productividad, específicamente en los modelos de rendimiento y biomasa reproductora por recluta estructurados por talla.

EASI-Fish estima la proporción de una clase de talla (j) de una especie que es susceptible a mortalidad por una pesquería x (S_{xj}) en un año dado, y se representa como:

$$S_{xj} = \frac{G_x}{G} (D_x A_{xj} N_{xj} C_{xj} P_{xj}) \quad (\text{Eq. 1})$$

donde G es el número total de celdas de grilla ocupadas por la especie y G_x es el número de celdas de la grilla ocupadas que contienen al menos una unidad de esfuerzo de la pesquería x en 2019. En este estudio, se estimó G para cada especie mediante modelos de distribución de especies (MDE) desarrollados en una resolución de $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ según la metodología descrita por Griffiths *et al.* (2022) para desarrollar MDE para 32 especies de tiburones en el OPO. Las predicciones de los MDE para las cuatro especies se muestran en la Figura 2. La apariencia final de la predicción de un MDE puede variar significativamente según el umbral sobre el que se utilice la probabilidad de presencia predicha (ψ) para crear valores binarios de presencia de especies. Por ejemplo, en un umbral de 0.4, los valores de probabilidad de presencia predicha superiores o inferiores a 0.4 corresponden a una predicción de presencia y ausencia, respectivamente. Por consiguiente, el valor del umbral seleccionado para los productos del MDE influye en la proporción de la población expuesta a la pesca. Por ende, se buscó incorporar la incertidumbre en el MDE ejecutando EASI-Fish con un rango de valores ψ plausibles determinados por Griffiths *et al.* (2022). Se pueden consultar más detalles sobre la metodología del MDE en Phillips *et al.* (2021).

El esfuerzo de pesca de cada pesquería en 2019 fue superpuesto en las predicciones de los MDE para calcular G_x . La superposición proporcional de cada pesquería se calculó dividiendo G_x por G . Los datos de esfuerzo de buques cerqueros y el esfuerzo artesanal de mapas publicados fueron resueltos en $0.5^\circ \times 0.5^\circ$, tal como se describe anteriormente. Sin embargo, los datos de la flota palangrera industrial estaban disponibles en una resolución de $5^\circ \times 5^\circ$ o $1^\circ \times 1^\circ$, así que, a falta de datos de mejor calidad, se supuso de manera conservadora que existía al menos una unidad de esfuerzo en cada celda de $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ dentro de cada una de estas celdas de grilla más grandes que contenían esfuerzo.

Los primeros cuatro parámetros en los paréntesis de la Ecuación 1 (D_x , A_{xj} , N_{xj} y C_{xj}) comprenden lo que se conoce genéricamente como “selectividad” en las evaluaciones de poblaciones, lo cual combina, a menudo implícitamente, la “disponibilidad de la población” (la probabilidad relativa de que un tiburón de clase de talla j se ubique en el área y en el momento en que la pesquería opera) y la “selectividad de contacto” (la probabilidad relativa de que un tiburón de clase de talla j sea retenido una vez que entra en contacto con el arte de pesca) (Millar y Fryer, 1999). Debido a que las curvas de selectividad no estaban disponibles para las tres especies de tiburón martillo en cada pesquería, se consideró importante desagregar los componentes de selectividad tanto como fuese posible. Estos componentes se describen a continuación.

Duración de la temporada de pesca (D)

La duración de la temporada de pesca (D_x) es la proporción del año en que la población está disponible para la pesquería x , expresada como el número de días de pesca dividido por 365. Entre 2018 y 2020 en el OPO, la resolución [C-17-02](#) ordenó una veda anual de 72 días para los buques de cerco de clases 4-6 (>182 t de capacidad de acarreo), así como una veda de 30 días en el área conocida como el “corralito” (4°N–5°S, 96°–110°O).

Disponibilidad estacional (A)

La disponibilidad estacional (A_{xj}) es la proporción de la clase de talla j disponible para captura por la pesquería x , dado que algunas especies realizan migraciones intraanuales extensas fuera de los límites de la pesquería, donde no están disponibles para interacciones con la misma. Ante la falta de datos de marcado de la mayoría de las especies de tiburones en el OPO para indicar los desplazamientos estacionales fuera de la pesquería, se utilizó un valor precautorio de 1.0 para la clase de talla j en la pesquería x .

Encontrabilidad (N)

La encontrabilidad (N_{xj} , *encounterability* en inglés) es la proporción de la clase de talla j que potencialmente podría encontrarse con el arte de pesca utilizado por la pesquería x , con base en la distribución vertical de las especies en la columna de agua respecto del rango normal de profundidad de pesca del arte. Las profundidades de buceo mínima, máxima y media de cada especie de tiburón fueron definidas a partir de los resultados de estudios de marcado electrónico o experimentos de palangre que empleaban registradores de profundidad y tiempo. El rango de profundidad de pesca efectiva para cada pesquería del OPO se definió como sigue:

- 0–300 m para palangres industriales, lo cual cubre el rango de profundidad tanto de lances “someros” como de lances “profundos” ya que actualmente no se dispone de suficientes datos de esfuerzo remitidos a la CIAT para separar los dos tipos de lance como pesquerías independientes (ver Griffiths *et al.*, 2017).
- 0–150 m, 0–150 m y 0–200 m para buques cerqueros de clase 6 que realizan lances DEL, NOA y OBJ, respectivamente. Estos valores se basan en el cuartil superior de las profundidades de construcción de red que Lopez *et al.* (2021) documentaron que se utilizaron en lances DEL, NOA y OBJ en el OPO en 2019, lo cual corresponde aproximadamente a 210 m, 210 m y 280 m, respectivamente, y se supone una profundidad de pesca efectiva del 45-75% de la profundidad de la red (ver Hall y Roman, 2013).
- 0–120 m para buques cerqueros de clases 1-5, para lances NOA y OBJ (Ernesto Altamirano, CIAT, com. pers.).
- 0–100 m para redes agalleras de lances someros de pesquería artesanal, que típicamente van dirigidos a la captura de tiburón (Ayala *et al.*, 2008).
- 0–100 m para palangres de lances someros de pesquería artesanal, lo cual cubre el rango de profundidad hasta el anzuelo más profundo tanto de lances someros “de dorado” como de lances más profundos “de atún/peces picudos/tiburones” (ver Andraka *et al.*, 2013).

Selectividad de contacto (C)

La selectividad de contacto (C_{xj}) se refiere a la proporción de la clase de talla j que es retenida una vez que se encuentra con el arte de pesca utilizado por la pesquería x . Dado que no existen curvas de selectividad de arte fiables para la mayoría de las especies de tiburones, en evaluaciones EASI-Fish anteriores que incluían elasmobranquios (Griffiths *et al.*, 2019; Griffiths y Lezama-Ochoa, 2021; Griffiths *et al.*, 2022) se ha aplicado, como enfoque precautorio, una selectividad *de filo de cuchillo* ($C_{xj} = 1.0$) desde el tiburón más

pequeño registrado en cada pesquería hasta la clase de talla más grande definida en el modelo.

Sin embargo, Griffiths *et al.* (2022) establecieron que las cuatro especies SMT se encuentran entre las especies de tiburones más vulnerables en el OPO, por lo que se hizo un esfuerzo por obtener datos de frecuencia de talla, publicados o no publicados, para caracterizar mejor la selectividad en cada pesquería, especialmente para determinar el impacto estacional significativo que tienen las flotas costeras sobre neonatos en Centroamérica, incluidos México (Pérez-Jiménez *et al.*, 2005; Alejo-Plata *et al.*, 2007; Ramirez-Amaro *et al.*, 2013), Guatemala (Tewfik *et al.*, 2022) y Costa Rica (Zanella y López-Garro, 2015).

Una vez recopilados los datos de talla por especie y por pesquería, se utilizaron relaciones talla-talla publicadas para convertir los datos de talla de diversas medidas a longitud total (LT), cuando fuera necesario, para *C. falciformis* (Bonfil *et al.*, 1993; Oshitani *et al.*, 2003), *S. lewini* (Compagno, 1984; Stevens y Lyle, 1989), *S. mokarran* (Stevens y Lyle, 1989; Froese y Pauly, 2023) y *S. zygaena* (Bartes y Braccini, 2023; Froese y Pauly, 2023), ya que LT fue la medida de talla empleada predominantemente en las investigaciones biológicas utilizadas para derivar los valores de parámetros biológicos en la presente investigación. Luego se ajustó una curva normal o doble normal a los datos de frecuencia de talla para cada pesquería, según procediera, de acuerdo con la metodología descrita en el Anexo A de Methot y Wetzel (2013).

Para garantizar que la mortalidad por pesca no se aplicase a fetos no nacidos o a los resultantes del parto inducido por la captura (Adams *et al.*, 2018), la pendiente ascendente de cada curva de selectividad se truncó en la talla de nacimiento más pequeña registrada para cada especie. La selectividad *de filo de cuchillo* solamente se aplicó a *S. zygaena* en la pesquería palangrera industrial y en las pesquerías artesanales de red agallera desde la talla más pequeña registrada (147 cm LT) y la talla de nacimiento (70 cm LT), respectivamente, ya que no se disponía de datos de talla suficientes. Las Figuras 3–6 presentan las curvas de selectividad y los datos de talla subyacentes que se utilizaron para ajustar las curvas. La Figura 3 también muestra la selectividad del tiburón sedoso en la evaluación de la población del OPO (CIAT, 2014).

Mortalidad poscaptura (MPC)

La resolución [C-16-05](#) de la CIAT ordena la liberación del tiburón sedoso en todas las pesquerías de cerco del OPO, así como, en algunos casos, en la pesquería palangrera industrial. Por lo tanto, la mortalidad por pesca resultará sobreestimada si no se contabiliza el componente de la captura que sobrevive a la liberación obligatoria. En versiones anteriores de EASI-Fish, este aspecto se representaba como mortalidad poscaptura (MPC) (P_{xj}), que corresponde a la proporción de la clase de talla j que es capturada por la pesquería x y muere entre el momento de la captura y un periodo determinado posterior a la liberación (por ejemplo, 30 días). Sin embargo, estudios experimentales han podido estimar tanto la mortalidad en el buque (AVM, por sus siglas en inglés) y la mortalidad posliberación (MPL) para algunas especies de tiburones pelágicos en las pesquerías de cerco (Eddy *et al.*, 2016) y de palangre (Schaefer *et al.*, 2019; 2021) del OPO. Por lo tanto, la MPC se desagregó en estos dos componentes de mortalidad, representados como:

$$MPC_{xj} = AVM_{xj} + ([1 - AVM_{xj}] MPL_{xj}) \quad (\text{Eq. 2})$$

donde AVM_{xj} es la proporción de la clase de talla j en la pesquería x que muere entre el momento de su retención por el arte de pesca (es decir, enganchada por palangre, cercada por cerco, enmallada por red agallera o enredada en un arte de pesca) y el momento de su aproximación al costado del buque para su descarga o liberación (trayéndola a bordo o liberándola *in situ*), mientras que MPL_{xj} es la proporción de la clase de talla j en la pesquería x que sobrevive a la captura pero muere poco después de su liberación.

Estimación de un sustituto de mortalidad por pesca (\tilde{F})

Siguiendo la estimación de la susceptibilidad general de la clase de talla j a incurrir en mortalidad por la pesquería x , se estimó un sustituto de la tasa de mortalidad instantánea por pesca en 2019 (\tilde{F}_{2019}) para cada especie de tiburón capturada en todas las pesquerías, como sigue:

$$\tilde{F}_{2019} = -\ln \left[1 - \sum_{x=1} q_x E_x \left(\frac{\sum_{j=1}^n S_{xj}}{n} \right) \right] \quad (\text{Eq. 3})$$

Aquí, n es el número de clases de talla, desde cero hasta la talla promedio a la que un tiburón podría crecer si viviera indefinidamente (L_∞). El esfuerzo de pesca (E_x) corresponde al esfuerzo total, en una escala de 0 a 1, de la pesquería x , ejercido en el área G_x en 2019, mientras que el coeficiente de capturabilidad (q_x) corresponde a la fracción de la población capturada por una unidad de esfuerzo (E_x) en la pesquería x . En muchos entornos con datos limitados, los valores de q y E son desconocidos. Por eso, en evaluaciones EASI-Fish anteriores se adoptó un enfoque precautorio al suponer para ambos parámetros un valor igual a 1, lo que significa que todos los tiburones de una celda de la grilla se capturan si todos los demás parámetros de susceptibilidad se cumplen en su totalidad. No obstante, se llevaron a cabo análisis de sensibilidad sobre *C. falciformis* para explorar de qué manera el estado de vulnerabilidad puede cambiar bajo valores alternativos de q y de resolución de G_x (Anexo 3).

Posteriormente, se comparó la estimación de \tilde{F}_{2019} con valores de F para los PRB derivados de los modelos por recluta (descritos a continuación). Sin embargo, se debe reiterar que, dados los diversos supuestos conservadores y la probable incertidumbre en los parámetros utilizados en la derivación de la estimación de \tilde{F}_{2019} , solamente debe considerarse como un sustituto de F y una posible sobreestimación. Por tal motivo, los resultados de EASI-Fish no deben utilizarse para definir la condición biológica de la población de una especie, en el sentido de una evaluación de la población, sino para cuantificar la vulnerabilidad de las especies.

2.3 Caracterización de la productividad de las especies por medio de modelos por recluta

Se utilizó un modelo de rendimiento por recluta (RPR) para caracterizar las dinámicas biológicas de cada especie de tiburón, mediante el enfoque genérico de Ricker (1975), que Chen y Gordon (1997) adaptaron para las tallas como sigue:

$$YPR = \sum_{j=1}^n \frac{W_j b_j F}{b_j F + M} [1 - e^{-(b_j F + M)\Delta T_j}] e^{-\sum_{k=1}^{j-1} (b_k F + M)\Delta T_k} \quad (\text{Eq. 4})$$

Aquí, los nuevos reclutas y las clases de talla totalmente reclutadas se denotan con los subíndices j y k , respectivamente. W_j es el peso medio de un tiburón de la clase de talla j , mientras que la selectividad (b_j) corresponde a la proporción de la población de la clase de talla j que se captura en todas las pesquerías, representada como:

$$b_j = \sum_{x=1}^n S_{xj} \quad (\text{Eq. 5})$$

A falta de estimaciones por edad o talla de la tasa de mortalidad natural instantánea (M) para las tres especies de tiburón martillo en el OPO (pero ver Duncan y Holland, 2006, donde se presenta el caso de

una mortalidad natural de neonatos excepcionalmente alta en un hábitat de cría hawaiano), se estimó M tomando la media de hasta estimadores de mortalidad natural (Tabla 2; ver la sección 2.6) y se supuso que era constante en todas las clases de talla. Sin embargo, en el caso del tiburón sedoso, para el que se derivó una estimación de M para las evaluaciones de poblaciones del Pacífico (por ejemplo, Clarke *et al.*, 2018), la estimación se aplicó a todas las clases de talla. Se desagregó F en incrementos de 0.01, desde cero hasta L_∞ , a partir de la función de crecimiento especializada de von Bertalanffy (VBGF), que puede representarse como:

$$L_t = L_\infty(1 - \exp[-K(t - t_0)]) \quad (\text{Eq. 6})$$

donde L_t = talla a la edad t , L_∞ = la talla asintótica promedio que podría alcanzar un animal si viviera indefinidamente, K = el parámetro de crecimiento de Brody y t_0 = la edad hipotética a la talla cero. Aunque se trata de un modelo ampliamente aceptado para caracterizar el crecimiento de los teleósteos que desovan al voleo, la VBGF puede subestimar la talla por edad de los tiburones a edades tempranas. Esto se debe a que muchos tiburones son vivíparos (es decir, dan a luz a crías vivas) y la VBGF no tiene en cuenta el considerable crecimiento fetal que se produce antes del nacimiento, que normalmente se caracterizaría por t_0 . Por lo tanto, se volvió a parametrizar la VBGF, sustituyendo t_0 por la talla de nacimiento (L_0) para expresarla así:

$$L_t = L_\infty - (L_\infty - L_0) \exp[-Kt] \quad (\text{Eq. 7})$$

El parámetro ΔT en la Ecuación 4 describe el tiempo que le toma a un pez crecer de una clase de talla a la siguiente y se representa como:

$$\Delta T_j = \frac{1}{K} \ln \frac{L_\infty - L_j}{L_\infty - L_j - d_j} \quad (\text{Eq. 8})$$

donde K y L_∞ son parámetros de la función de crecimiento de von Bertalanffy y d es el ancho de la clase de talla, calculado como $L_{j+1} - L_j$.

El modelo de biomasa de la población reproductora por recluta (SBR) de Quinn y Deriso (1999) es complementario al RPR y puede ser modificado para adaptarse al análisis de tallas en lugar de clases de edad, representándose como:

$$SBR = \sum_{j=1}^n W_j m_j \prod_{x=r}^{j-1} e^{-(b_j F + M)} \quad (\text{Eq. 9})$$

donde W_j es el peso medio de un tiburón de clase de talla j (L_j), tomado de la relación talla-peso regional más apropiada, m_j es la proporción de hembras maduras en la talla media de la clase de talla j y el operador del producto describe el número de tiburones que sobreviven desde la talla de reclutamiento (L_r) hasta L_j . Debido a que el modelo calcula la SBR relativa, el número inicial de hembras reproductoras se estableció en un valor de uno. El valor de m_j para cada especie se tomó de una ojiva de madurez de hembras, representada en la forma logística:

$$m_j = \frac{1}{1 + e^{(-r(L_j - L_{50}))}} \quad (\text{Eq. 10})$$

donde L_j es la talla media de un tiburón de clase de talla j , L_{50} es la talla a la que el 50% de la población está madura y r es el parámetro de curvatura.

Todos los parámetros biológicos utilizados en el componente de productividad de EASI-Fish, así como las fuentes de los mismos, se presentan en las Tablas 3 y 4.

2.4 Mortalidad natural

La tasa de mortalidad natural instantánea (M año⁻¹) es uno de los parámetros más influyentes en los modelos de evaluación de población, pero es notoriamente difícil de estimar directamente (Kenchington, 2014; Then *et al.*, 2015). En consecuencia, a menudo se utilizan como alternativa ecuaciones empíricas basadas en rasgos del ciclo vital, t_{\max} y parámetros de la VBGF (L_{∞} , K , t_0). Existen más de 30 estimadores de mortalidad natural, pero ninguno de ellos ha demostrado funcionar mejor que otro para todas las especies (Kenchington, 2014). Por lo tanto, es habitual ejecutar modelos de evaluación de poblaciones con una serie de valores de M derivados de múltiples estimadores. Para cada especie de tiburón martillo, se calculó M con seis estimadores recomendados por Kenchington (2014) y Then *et al.* (2015) (Tabla 2). Se dio prioridad a los valores de M que se estimaron directamente (por ejemplo, por marcado o evaluación de poblaciones), seguidos de los estimadores basados en t_{\max} (Hoenig_{nls} y Hoenig_{tmax}) para especies longevas como los elasmobranquios, y finalmente los estimadores basados en K (Jensen, Pauly_{nls}, Pauly_{LKT} y Pauly_{KT}).

2.5 Puntos de referencia biológicos (PRB)

Según el ciclo vital de una especie, se han utilizado varios PRB en modelos de evaluación de poblaciones para evaluar la condición de una población respecto de un valor de F estimado para un periodo de tiempo determinado o un año específico. EASI-Fish adopta un enfoque similar, pero es importante enfatizar que sus PRB se utilizan para cuantificar la vulnerabilidad relativa de una población que se espera obstaculice la productividad de vida de un animal, independientemente del tamaño de la población actual, en lugar de determinar la condición de la población. Los modelos de RPR suponen que el reclutamiento es constante e independiente del tamaño de la población, lo que equivale a un valor de inclinación (h) de 1 (Gabriel y Mace, 1999). Por lo tanto, el uso de un valor de F en el que se maximiza el rendimiento (F_{MAX}) puede resultar demasiado optimista ya que los tiburones suelen presentar una fuerte relación población-reclutamiento (es decir, $h < 1$). Lamentablemente, la relación población-reclutamiento es difícil de estimar (Lee *et al.*, 2012), por lo que en las evaluaciones de poblaciones se utilizan frecuentemente sustitutos basados en grupos taxonómicos.

En una comparación de PRB utilizados en EASI-Fish para evaluar especies de captura incidental con ciclos vitales diversos, desde teleósteos hasta mamíferos marinos, Griffiths *et al.* (2019) sugirieron que $F_{40\%}$ era apropiado para los elasmobranquios, por lo que se adopta en el presente estudio. Concretamente, $F_{40\%}$ es el valor de F correspondiente al 40% de la razón de potencial de desove (SPR), lo que corresponde al SBR en el valor de F_{2019} dividido por el SBR si $F=0$. El correspondiente PRB del SBR_{40%} es el valor del SBR en $F_{40\%}$. Sin embargo, cabe notar que Cortés y Brooks (2018) sugirieron que para las especies longevas que crecen lentamente, como los elasmobranquios, se debe utilizar un PRB de hasta $F_{80\%}$.

Para determinar la vulnerabilidad de cada especie de tiburón en 2019, el estudio utilizó \tilde{F}_{2019} y el correspondiente valor del SBR (SBR₂₀₁₉) respecto de los valores de $F_{40\%}$ y SBR_{40%} y los representó en una “gráfica de fases de vulnerabilidad” de cuatro cuadrantes (Fig. 7). Las definiciones de vulnerabilidad de

los cuadrantes son i) “Menos vulnerable” ($\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} < 1$ y $SBR_{2019}/SBR_{40\%} > 1$), ii) “Cada vez más vulnerable” ($\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} > 1$ y $SBR_{2019}/SBR_{40\%} > 1$), iii) “Más vulnerable” ($\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} > 1$ y $SBR_{2019}/SBR_{40\%} < 1$) y iv) “Cada vez menos vulnerable” ($\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} < 1$ y $SBR_{2019}/SBR_{40\%} < 1$).

2.6 Implementación del modelo

El modelo se configuró para realizar simulaciones de Montecarlo, lo que generó estimaciones de incertidumbre para parámetros específicos del modelo utilizando una distribución uniforme a priori entre un valor mínimo y un valor máximo definidos. Luego, los modelos de RPR y SBR fueron ejecutados 10,000 veces utilizando permutaciones de Montecarlo, tomando cada vez una muestra aleatoria de la distribución a priori definida para cada parámetro. Se derivaron la media y los intervalos de confianza del 95% (IC del 95%) para los PRB \tilde{F}_{2019} , $F_{40\%}$, SBR_{2019} y $SBR_{40\%}$.

2.7 Modelado de escenarios

Una de las principales ventajas del enfoque EASI-Fish es que facilita la implementación de escenarios hipotéticos específicos de manera rápida y rentable, lo que permite entender la eficacia potencial de un escenario para reducir la vulnerabilidad de una especie. En esta investigación, implementamos un total de 43 escenarios de MCO (más el *statu quo*) con el objetivo de determinar la eficacia de medidas bajo cinco grandes categorías que se describen a continuación. Los valores de los parámetros modificados para cada especie en cada escenario se especifican en la Tabla 5.

1) Uso de las mejores prácticas de manipulación y liberación para minimizar la mortalidad posliberación

En las pesquerías en las que inevitablemente una especie se captura de manera incidental, frecuentemente sólo es posible reducir la mortalidad por pesca a través de prácticas de manipulación y liberación que minimicen la mortalidad posliberación. Los tiburones SMT son de captura incidental inevitable en las pesquerías de cerco del OPO y se han implementado las resoluciones [C-16-05](#) y [C-16-06](#) de la CIAT como medidas de conservación que prohíben la retención de estas especies y exigen su liberación segura. Aunque la CIAT prevé elaborar un manual de mejores prácticas de manipulación y liberación para diversos grupos de especies de captura incidental (por ejemplo, tiburones, tortugas marinas) para pesquerías de la CIAT, tras una revisión reciente de las prácticas existentes y potenciales ([EB-01-01](#)), actualmente no existen más que recomendaciones rudimentarias sobre la manipulación y la liberación en [C-16-05](#) para los tiburones capturados por la pesquería de cerco. Dado que no existen actualmente medidas a nivel operativo utilizadas por la flota para evitar el encierro o para liberar los tiburones antes de embolsar la red para reducir la mortalidad en el buque (AVM) (pero ver el trabajo experimental en el Océano Atlántico realizado por Hutchinson *et al.*, 2020), los escenarios solamente contemplaban reducciones en la mortalidad posliberación (MPL) derivadas de mejoras hipotéticas en las prácticas de manipulación y liberación. Para cada especie, se simuló tres niveles de MPL –bajo, medio y alto– y el rango de valores de MPL para cada nivel se determinó arbitrariamente con base en las estimaciones de MPL disponibles. Por ejemplo, la MPL de tiburones sedosos liberados de buques cerqueros grandes se estimó en un rango de entre un 81% (Poisson *et al.*, 2014) y un 84% (Hutchinson *et al.*, 2015). Por lo tanto, los valores de los tres niveles fueron el 100% (alto; no se utilizan prácticas de manipulación al retener tiburones), del 70% al 90% (medio) y del 50% al 70% (bajo).

2) Veda temporal en el OPO entero para complementar las medidas existentes de la pesquería de cerco y extensiones hipotéticas

Una reducción en la duración en la que los tiburones SMT se exponen al esfuerzo de pesca puede disminuir la mortalidad por pesca y la consiguiente vulnerabilidad, si se supone que el esfuerzo se distribuye por igual a lo largo del año, dentro de la huella de esfuerzo definida de cada pesquería. Para maximizar la viabilidad de la implementación de vedas temporales en diferentes pesquerías del OPO, se simuló una

veda anual de 72 días para cada pesquería, en línea con la veda existente de la pesquería de cerco (2018-2021; resolución [C-17-01](#)). También se implementaron en todas las pesquerías extensiones a la veda de 72 días, simuladas individual o conjuntamente y aplicables a:

- i. Todas las pesquerías de cerco del OPO únicamente, por 72 (*statu quo*), 120 o 180 días;
- ii. La pesquería palangrera industrial del OPO únicamente, por 72, 120 o 180 días;
- iii. Las pesquerías palangreras artesanales del OPO (DOL y APT) por 72, 120 o 180 días;
- iv. Todas las pesquerías palangreras industriales y artesanales del OPO por 72, 120 o 180 días;
- v. Todas las pesquerías artesanales de red agallera (neonatos y tiburones-teleósteos) por 72, 120 o 180 días.
- vi. Todas las pesquerías industriales y artesanales del OPO por 72, 120 o 180 días.

3) Prohibición de reinales de alambre (acero) en las pesquerías palangreras

En la pesca con palangre, se utilizan frecuentemente reinales de alambre, o de acero, para evitar que los tiburones muerdan los reinales de monofilamento, más blandos, y escapen. Sin embargo, esto puede ocasionar que los tiburones permanezcan enganchados hasta la recuperación del palangre, momento en que ya están muertos o agotados, por lo que disminuyen sus probabilidades de supervivencia en caso de liberación. En consecuencia, la CIAT ha buscado minimizar el uso de reinales de alambre en la resolución [C-16-06](#) (artículo 6): “*En el caso de aquellas pesquerías multiespecíficas que usen palangres de superficie y que hayan capturado más del 20% de tiburones sedosos por peso en promedio, los CPC prohibirán el uso de reinales de acero durante un periodo de tres meses consecutivos cada año.*”

Este conjunto de escenarios simula una extensión hipotética de [C-21-06](#), la cual prohibiría el uso de reinales de alambre en todos los viajes, todo el año, para los tiburones SMT, en el supuesto de que disminuiría la mortalidad en el buque (AVM) debido a una mayor incidencia de casos en los que los tiburones muerden la línea y se liberan del arte de pesca (conocido en inglés como *bite-offs*). Sin embargo, existen pocos datos cuantitativos sobre las diferencias en la AVM de tiburones capturados con reinales de alambre y tiburones capturados con reinales de monofilamento, en pesquerías palangreras industriales o artesanales. En dos estudios realizados en el Océano Pacífico occidental y central, se estima un rango de AVM que va del 31% (Bigelow *et al.*, 2022) al 41% (Scott *et al.*, 2022). A falta de datos operativos representativos de las pesquerías palangreras industrial y artesanal en su totalidad, con los que se pudiera determinar la frecuencia de los lances someros realizados con reinales de alambre y si la distribución por talla de los tiburones enganchados difiere entre los reinales de alambre y los reinales de monofilamento, se supuso que todos los lances utilizan actualmente reinales de alambre y que la selectividad de contacto de cada pesquería no cambiaría tras prohibir el uso de reinales de alambre.

Un componente de MPL se implementó con AVM (ver Ecuación 2) en determinadas combinaciones de escenarios para tener en cuenta la proporción de tiburones que escaparon a la mortalidad, ya sea por *bite-offs* en los casos en los que el reinal se cortó muy cerca del buque o el tiburón se subió a bordo, se desenganchó y se liberó. Se supuso que la MPL sería igual a la determinada por estudios de marcado en las pesquerías palangreras industriales (Gallagher *et al.*, 2014a; Musyl y Gilman, 2018; Francis *et al.*, 2023) y artesanales (Schaefer *et al.*, 2019; 2021). Aunque trabajos recientes han demostrado que la cantidad de línea que queda atrapada en los tiburones liberados es susceptible de afectar la MPL (Bègue *et al.*, 2020; Hutchinson *et al.*, 2021; Francis *et al.*, 2023), este aspecto no se consideró en las estimaciones de MPL aplicadas debido a la falta de información sobre el tipo y la longitud de línea que suelen llevar los tiburones liberados en las pesquerías palangreras del OPO.

Se simularon tres combinaciones de AVM: para la pesquería palangrera industrial únicamente, para las pesquerías palangreras artesanales (DOL y APT) únicamente, y para todas las pesquerías palangreras del OPO.

4) Incrementar la talla mínima de retención a 100 cm LT

El incremento de la talla mínima de retención es una estrategia de ordenación pesquera frecuente que busca reducir la mortalidad por pesca de los peces que no están sexualmente maduros y que probablemente no hayan tenido la oportunidad de contribuir a la población reproductora. Para reducir la mortalidad por pesca de los pequeños tiburones sedosos en las pesquerías palangreras del OPO, la resolución [C-16-06](#) (artículo 3) exige que “... [las] pesquerías multiespecíficas que usen palangres de superficie limiten la captura de tiburones sedosos de menos de 100 cm de talla total al 20% del número total de tiburones sedosos capturados durante el viaje.” Este escenario simula una extensión hipotética de la resolución [C-16-06](#) para incluir todos los viajes de las pesquerías palangreras industriales y artesanales durante todo el año, así como las cuatro especies de tiburones SMT. Aunque se espera que la distribución por talla de la captura cambie después de la implementación, se supuso que la selectividad por talla de cada pesquería quedaría igual y que la mortalidad basada en la talla disminuiría para las clases de talla <100 cm LT de acuerdo con tasas determinadas por estudios relevantes sobre la MPL. Se simularon tres combinaciones referentes a esta medida de talla mínima de retención: para la pesquería palangrera industrial únicamente, para las pesquerías palangreras artesanales (DOL y APT) únicamente y para todas las pesquerías palangreras del OPO.

5) Vedar la pesquería de red agallera de neonatos

Se ha demostrado que los tiburones SMT, particularmente *S. lewini*, se ven fuertemente afectados por las pesquerías costeras de red agallera (Cartamil *et al.*, 2011; Martínez-Ortiz *et al.*, 2015; Sosa-Nishizaki *et al.*, 2020), que capturan por temporada neonatos, ya sea como objetivo o como captura incidental, en sus hábitats de cría costeros a lo largo de Centroamérica (Zanella *et al.*, 2019; Arriatti *et al.*, 2021; Corgos y Rosende-Pereiro, 2022) y Sudamérica (Castañeda, 2001; Mason *et al.*, 2020; López-Angarita *et al.*, 2021b). Esto tiene un gran potencial para afectar negativamente a las poblaciones de tiburones ya que la mortalidad por pesca, aunada a las altas tasas de mortalidad natural de los tiburones jóvenes (ver Duncan y Holland, 2006), puede no ser biológicamente sostenible. En consecuencia, en un intento por reducir la mortalidad de los tiburones juveniles, particularmente los tiburones martillo, las pesquerías de tiburón han sido objeto de vedas de 3 meses en Perú (Mason *et al.*, 2020) y México (Sosa-Nishizaki *et al.*, 2020) durante las principales temporadas de alumbramiento, e incluso una prohibición total de toda forma de pesca comercial y artesanal de tiburones dentro de las ZEE de Colombia (Castellanos-Galindo *et al.*, 2021) y Ecuador (Ecuador, 2007). Pese a estos esfuerzos, las capturas de tiburones juveniles en muchos de estos y otros países de Centro y Sudamérica siguen siendo significativas (Jaramillo Torres, 2022; Tewfik *et al.*, 2022). Este escenario involucraba una veda de la pesquería artesanal de red agallera de neonatos por un periodo de cinco meses, mediante una simple reducción del valor del parámetro D en la Ecuación 1 a 0.58 para todas las clases de talla de cada especie. Durante la temporada abierta a la pesca, se aplicaron estimaciones de AVM y MPL del 100% (Ellis *et al.*, 2017).

6) No retención de los tiburones sedoso y martillo

En situaciones en las que la mortalidad por pesca de una especie no se puede controlar o monitorear de manera fiable por medio de medidas convencionales, la prohibición de la descarga suele ser un último recurso, especialmente para especies particularmente vulnerables. Por ejemplo, la precipitada disminución de capturas del tiburón oceánico punta blanca (*Carcharhinus longimanus*) en el OPO dio lugar a que la resolución [C-11-10](#) ordenase la prohibición de “...la retención a bordo, transbordo, descarga, almacenamiento, venta u ofrecimiento de venta del cadáver de tiburones oceánicos punta blanca, en parte

o entero, en las pesquerías abarcadas por la Convención de Antigua”.

Este escenario consiste en una extensión hipotética de la resolución [C-11-10](#) para incluir tiburones SMT. Se supone que esta medida, por sí sola, no cambia la tasa de interacción de los palangres con los tiburones SMT, la selectividad por talla de las artes o las tasas de AVM, pero se redujo la mortalidad por pesca al implementar estimaciones publicadas de la MPL de especies SMT en las pesquerías palangreras industrial (Gallagher *et al.*, 2014a; Musyl y Gilman, 2018; Hutchinson *et al.*, 2021; Francis *et al.*, 2023) y artesanal (Schaefer *et al.*, 2019; 2021), así como en todas las pesquerías de cerco (Poisson *et al.*, 2014; Hutchinson *et al.*, 2015). No se realizaron escenarios para las pesquerías artesanales de red agallera ya que se ha estimado que la AVM y MPL se encuentran cerca del 100% (Eddy *et al.*, 2016), por lo que se supuso que era poco probable que la no retención cambiase la vulnerabilidad con respecto al *statu quo*. Se simularon cinco combinaciones de la medida, que contemplaban las siguientes pesquerías palangreras del OPO:

- i. Todas las pesquerías de cerco del OPO (se señala que la descarga del tiburón sedoso ya queda prohibida en virtud de [C-21-06](#));
- ii. La pesquería palangrera industrial del OPO únicamente;
- iii. Todas las pesquerías palangreras artesanales del OPO (DOL y APT);
- iv. Todas las pesquerías palangreras industriales y artesanales del OPO;
- v. Todas las pesquerías industriales y artesanales del OPO.

7) Medidas combinadas

Las medidas individuales pueden no ser suficientes para reducir el estado de vulnerabilidad de una especie, pero en los casos en los que resulte práctico, puede existir la posibilidad de recurrir a múltiples medidas conjuntamente para lograr mayores reducciones en la mortalidad por pesca y para reducir la vulnerabilidad (Griffiths *et al.*, 2020; Griffiths y Lezama-Ochoa, 2021). Por ejemplo, la implementación de una veda temporal de una o varias pesquerías del OPO en combinación con una prohibición de retención de tiburones puede resultar eficaz a la hora de reducir la mortalidad por pesca, además de que es una medida práctica en su aplicación y en el monitoreo de su cumplimiento. Se implementaron un total de 14 medidas combinadas; cada una de ellas incorporó progresivamente las medidas individuales que presentaban los mejores resultados.

2.8 Análisis de sensibilidad

Capturabilidad

La capturabilidad es un parámetro muy influyente en los modelos convencionales de evaluación de poblaciones y también es importante en EASI-Fish. Dado que EASI-Fish se diseñó para aplicarse a especies y pesquerías con pocos datos, q suele ser desconocido ya que también suele desconocerse la biomasa constante de la especie con la que los datos de captura, si están disponibles, pueden compararse para entender la eficiencia de las artes. Además, es difícil estandarizar la capturabilidad entre artes distintas debido a la marcada diferencia en eficiencia y zona de pesca efectiva. Dadas las dificultades para estimar empíricamente q en entornos con datos limitados, el enfoque precautorio apropiado consiste en suponer que q es igual a 1. Sin embargo, tal como se mostrará en la sección 3.2, EASI-Fish estimó que las pesquerías artesanales de palangre y de red agallera, donde las capturas de tiburones SMT son significativas (ver SAC-14 INF-L), tienen un impacto extremadamente bajo sobre las especies SMT, en relación con otras pesquerías en las que se ha documentado ampliamente que las capturas son relativamente menores (por ejemplo, en lances cerqueros DEL). Por lo tanto, se exploró un enfoque novedoso al escalado de q mediante los principios del “dominio de interacción potencial” (*domain of potential interaction*) descritos por Griffiths *et al.* (2007) para determinar si los resultados de vulnerabilidad pueden corroborar las

diferencias relativas en las capturas entre las pesquerías del OPO.

Mayor resolución de los datos de esfuerzo de la flota palangrera industrial

A diferencia de las flotas artesanales, la pesquería palangrera industrial presentaba una mortalidad por pesca significativamente más alta en especies SMT, a pesar de que las capturas de estas especies son significativas en ambas pesquerías (ver SAC-14 INF-L). Se cree que el impacto desproporcionadamente mayor de la flota palangrera industrial en este estudio y en estudios EASI-Fish anteriores se debe a una discrepancia significativa entre la resolución espacial de los datos de esfuerzo comunicados a la CIAT ($5^\circ \times 5^\circ$) y la del MDE ($0.5^\circ \times 0.5^\circ$), lo cual puede ocasionar una sobreestimación considerable en la mortalidad por pesca de dicha pesquería. Idealmente, los datos de pesquería a $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ generarían el menor sesgo, pero las líneas principales de un lance típico en la pesca con palangre industrial suelen medir unos 100 km de largo, por lo que una resolución de $1^\circ \times 1^\circ$ probablemente resulte adecuada para capturar toda la extensión de un lance. Para examinar el efecto del uso de datos de esfuerzo de mayor resolución, de $1^\circ \times 1^\circ$, sobre la vulnerabilidad de especies, se supuso que el centroide de cada celda de $5^\circ \times 5^\circ$ donde existiera esfuerzo correspondía al centroide de una celda de $1^\circ \times 1^\circ$, lo cual redujo efectivamente el esfuerzo por un factor de 25, ya que cien celdas de $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ en una celda de $5^\circ \times 5^\circ$ se redujeron a cuatro celdas de $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ alrededor del centroide de la celda de $5^\circ \times 5^\circ$.

3. RESULTADOS

3.1 Estimaciones de susceptibilidad y de un sustituto de mortalidad por pesca (\tilde{F})

Todos los valores de los parámetros de susceptibilidad que contribuyen a la estimación de la susceptibilidad global (S_{xj}) para cada especie evaluada en EASI-Fish en el escenario *statu quo*, así como descripciones detalladas de la fuente o la derivación de estos valores, se presentan en los Anexos 1 y 2, respectivamente.

La pesquería palangrera industrial coincidió con la distribución de las cuatro especies en un 56%-79%. Esta pesquería presentó una superposición de área con *C. falciformis* (74%-79%). Esta elevada superposición se debía a que el esfuerzo de pesca estaba distribuido en la mayor parte del OPO entre 40°N y 40°S , un área sustancialmente mayor a la de las otras pesquerías (Fig. 1).

La pesquería con la siguiente superposición de área más alta con las cuatro especies fue la de los buques cerqueros de clase 6 que realizaban lances OBJ, con un grado de superposición similar para todas las especies, entre 30%-42%. Otros tipos de lance cerquero por buques de clase 6 presentaban una superposición menor con especies SMT, en 20%-32% y 9%-15% para lances DEL y NOA, respectivamente.

En el caso de los buques cerqueros de clases 1-5, la superposición de área fue sustancialmente menor que en el caso de los buques de clase 6, debido a que el esfuerzo estaba limitado a la región que rodea las Islas Galápagos (Fig. 6). Los lances OBJ presentaban la mayor superposición, en 8%-17%, y fue sustancialmente menor para los lances NOA (2%-4%).

Las pesquerías artesanales de red agallera –la de neonatos y la de tiburones-teleósteos utilizaron los mismos datos de esfuerzo– presentaron la menor superposición de área de todas las pesquerías evaluadas para las cuatro especies (1%-4%) debido a que el esfuerzo estaba limitado a aguas neríticas. Las pesquerías palangreras artesanales –la de dorado y la de APT utilizaron los mismos datos de esfuerzo– presentaron una superposición considerablemente más alta con las cuatro especies (13%-38%), siendo la superposición más elevada la de *S. mokarran* (16%-38%). Las superposiciones de las pesquerías palangreras artesanales fueron mucho más elevadas que las de las pesquerías de red agallera dado que operaban en una zona mucho más amplia, desde la costa hasta 100°O aproximadamente (Fig. 1).

Al tener en cuenta otros factores de susceptibilidad (por ejemplo, la encontrabilidad, la selectividad de

contacto) para evaluar los impactos acumulativos de las diez pesquerías incluidas en la evaluación, *S. mokarran* presentó el sustituto medio más alto de mortalidad por pesca (\bar{F}_{2019}), en 0.98 año⁻¹, seguido por *S. zygaena* (0.82 año⁻¹), *S. lewini* (0.74 año⁻¹) y *C. falciformis* (0.61 año⁻¹) (Fig. 8a–d). La pesquería palangrera industrial tuvo la mayor contribución a la mortalidad por pesca para cada una de las cuatro especies, seguida por los lances OBJ y DEL de la pesquería de cerco de clase 6. En cambio, la contribución de las pesquerías artesanales de red agallera y de palangre a la mortalidad por pesca global de las cuatro especies fue insignificante, especialmente en el caso de *C. falciformis* (Fig. 8a–d).

3.2 Estado de vulnerabilidad de las especies de tiburones en el OPO

Los valores de los parámetros biológicos utilizados en los modelos de RPR y SBR para las especies SMT para derivar su estado de vulnerabilidad, así como las fuentes de los mismos, se presentan en la Tabla 3 y el Anexo 3, respectivamente, mientras que las estimaciones de EASI-Fish de los PRB de $F_{40\%}$ and $SBR_{40\%}$ para el escenario *statu quo* de 2019 se presentan en la Tabla 4.

Atendiendo a los valores medios estimados de PRB para el *statu quo*, las cuatro especies rebasaron los valores umbral de los PRB de $F_{40\%}$ y $SBR_{40\%}$ (Tabla 6), lo que dio lugar a la clasificación de estas especies como “más vulnerables”.

Varios de los 43 escenarios de MCO ocasionaron una reducción significativa en el estado de vulnerabilidad de las cuatro especies, aunque ninguno dio lugar a la reclasificación de alguna especie como “menos vulnerable”. Las MCO de mayor impacto positivo fueron notablemente consistentes para las cuatro especies. De los escenarios de mayor impacto que involucraban una sola MCO, solamente las vedas de 120 o 180 días en el OPO entero ocasionaron una marcada disminución en la vulnerabilidad de las cuatro especies, lo que se debía principalmente a la reducción en la mortalidad por pesca de la flota palangrera industrial (Fig. 8). Una excepción fue el caso de *C. falciformis*, especie para la que la no retención de tiburones en escenarios que involucraban a la pesquería palangrera industrial (escenarios 28 y 30) disminuyó la mortalidad por pesca media de 0.61 año⁻¹ a 0.41 año⁻¹ y 0.43 año⁻¹, respectivamente (Fig. 8a), lo que dio lugar a una reducción sustancial en la vulnerabilidad (Fig. 9). Estos escenarios fueron ineficaces para las tres especies de tiburón martillo ya que presentaban altas tasas de AVM (hasta un 94%) y una MPL razonablemente alta (hasta el 100%) en las pesquerías que más contribuían a su mortalidad por pesca global (es decir, la pesquería palangrera industrial y la pesquería de cerco). Se puede ofrecer una explicación similar respecto de la baja eficacia de la prohibición de reinales de alambre (escenarios 21-23) y de la descarga de tiburones SMT (escenarios 28-30), ya que las tasas altas de AVM permanecieron sin cambios, pero las tasas de MPL también son altas para los tiburones liberados.

Aunque la pesquería de red agallera tiene un impacto documentado sobre los tiburones SMT, la veda total de la pesquería de red agallera de neonatos ocasionó una disminución menor al 1% en la mortalidad por pesca de cada una de las especies SMT, lo que se debía probablemente al bajo grado de superposición de área (1%-4%) de esta pesquería con estas especies.

Los escenarios que ocasionaron la mayor reducción en la mortalidad por pesca, y por ende en la vulnerabilidad, fueron aquellos en los que se emplearon varias medidas en combinación, especialmente los que involucraban a la pesquería palangrera industrial. Los escenarios 43 y 44 incorporaron cuatro y cinco medidas individuales, respectivamente, lo que dio lugar a reducciones significativas en la mortalidad por pesca y la vulnerabilidad, especialmente para *C. falciformis* y *S. lewini* (Fig. 9). Una vez más, estas reducciones se debían principalmente a que la pesquería palangrera industrial presentaba la mayor mortalidad por pesca de las cuatro especies (Fig. 8) y la mayoría de las medidas individuales en estos escenarios correspondían a las pesquerías de palangre.

3.3 Análisis de sensibilidad

Con base en *C. falciformis* como caso de prueba, tanto el aumento de la resolución de los datos de esfuerzo de la pesquería palangrera industrial como la reducción de los valores de q generaron resultados notablemente similares. En ambos casos se redujo significativamente la mortalidad por pesca global, en la mitad aproximadamente (Fig. 9), lo que dio lugar a un estado de vulnerabilidad significativamente más optimista (Fig. 10). La modificación de los valores de q aumentó el impacto relativo de las flotas artesanales, aunque siguió siendo significativamente menor al de la flota palangrera industrial (Fig. 9, panel superior). En ambos análisis de sensibilidad, la vulnerabilidad disminuyó en los 43 escenarios que simulaban MCO de manera individual y en combinación. A diferencia de los resultados de la sección 3.2, donde no hubo ningún escenario que reclasificara la especie en la categoría “menos vulnerable”, las vedas de 120 y 180 días en el OPO, la prohibición de retención y el uso de estas dos medidas en combinación dieron lugar a reducciones significativas en la vulnerabilidad, hasta tal punto que la especie alcanzó la clasificación de “menos vulnerable” (Fig. 10).

4. DISCUSIÓN

Los tiburones sedoso y martillo son uno de los principales focos de atención de las medidas de conservación y ordenación de la CIAT para sus pesquerías desde hace al menos una década, en virtud de los altos niveles de captura incidental de estas especies en pesquerías industriales y artesanales en todo el OPO.

Sin embargo, los datos biológicos y de captura disponibles se han considerado insuficientes para realizar evaluaciones convencionales de estas especies. Se ha tratado de realizar evaluaciones del tiburón sedoso en el OPO (CIAT, 2014) y en el Pacífico entero (Clarke et al., 2018); ambas resultaron infructuosas debido a la falta de series de tiempo fiables de abundancia a largo plazo. En consecuencia, EASI-Fish se utilizó como enfoque alternativo para evaluar la vulnerabilidad relativa de todas las especies de tiburones capturadas en las pesquerías pelágicas industriales y artesanales del OPO (Griffiths et al., 2022), lo que confirmó que los tiburones sedoso y martillo se encuentran entre las especies más vulnerables.

Esta evaluación se centra en cuatro especies priorizadas para la evaluación de poblaciones en la resolución [C-16-05](#): el tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*), la cornuda común (*Sphyrna lewini*), la cornuda gigante (*Sphyrna mokarran*) y la cornuda cruz (*Sphyrna zygaena*). EASI-Fish se aplicó exitosamente en este estudio para cuantificar los impactos potenciales de las pesquerías del OPO sobre cada una de las cuatro especies bajo 43 escenarios hipotéticos de ordenación que contemplaban medidas prácticas, adoptadas de manera aislada o conjunta, con el fin de determinar los enfoques más plausibles susceptibles de reducir la vulnerabilidad de las cuatro especies, o bien de identificar las principales deficiencias de datos que pudieran requerir más investigación y monitoreo antes de realizar otra evaluación.

Se estimó que la pesquería palangrera industrial tenía el mayor impacto sobre las cuatro especies debido a su superposición distribucional con las distribuciones modeladas de estas especies. La gran huella de esfuerzo de esta pesquería en el OPO ocasionó superposiciones de área del 63%-79% con las distribuciones de las especies, mientras que la profundidad de pesca efectiva supuesta de las artes, de 300 m, abarcó por completo el hábitat vertical de las cuatro especies, según se determinó a partir del marcado electrónico (Musyl et al., 2003; Bessudo et al., 2011; Francis, 2016; Guttridge et al., 2022). Además, el carácter no selectivo de las artes palangreras pasivas tuvo un impacto general sobre una mayor variedad de clases de tamaño que artes más selectivas, como el cerco o la red agallera. Si bien la selectividad de una amplia variedad de especies y tallas no ocasiona necesariamente una alta mortalidad por pesca si las especies y tallas menos deseables logran sobrevivir a la liberación, los largos periodos de inmersión, que a menudo superan las 10 horas, suelen dar lugar a una AVM elevada (Beerkircher et al.,

2002; Fernandez-Carvalho *et al.*, 2015; Hutchinson *et al.*, 2021) y a tasas de MPL que frecuentemente oscilan entre el 15%-50% para los tiburones que sobreviven hasta que pueden ser liberados (Gallagher *et al.*, 2014b; Musyl y Gilman, 2018; Francis *et al.*, 2023).

La única alternativa que pudiera permitir que las pesquerías tengan interacciones sostenibles con tiburones consiste en implementar medidas que mejoren significativamente la supervivencia posliberación más allá de lo que se ha documentado hasta ahora. A pesar de que la CIAT ordena o recomienda la liberación segura de los tiburones a través de las resoluciones [C-16-05](#) y [C-19-06](#), no se disponen métodos específicos para la liberación. En consecuencia, [C-21-06](#) insta a la investigación para mejorar las prácticas de manipulación y liberación para todas las especies de tiburones afectadas. Pese a estudios recientes en el OPO sobre la supervivencia posliberación de tiburones capturados en la pesquería industrial de cerco (Eddy *et al.*, 2016) y en las pesquerías palangreras artesanales (Schaefer *et al.*, 2019; Schaefer *et al.*, 2021), existe bastante campo para que otras investigaciones indaguen más en la eficacia de los métodos de liberación existentes y exploren la posible eficacia de nuevas prácticas de manipulación y liberación y medidas de mitigación.

Por ejemplo, sólo un estudio (Eddy *et al.*, 2016) cuantificó la MPL de los tiburones de la pesquería de cerco del OPO y dicho estudio se limitó a *C. falciformis* (13 marcados), *Isurus oxyrinchus* (1 marcado) y *S. lewini* (3 marcados) capturados en lances sobre objetos flotantes. Queda justificada la realización de más estudios con tamaños de muestra significativamente más grandes para entender mejor la MPL de tiburones SMT capturados en los tres principales tipos de lance y en las clases de buques de la pesquería de cerco ya que en cada caso las operaciones son ligeramente diferentes y pueden capturar tiburones de diferentes tallas (ver Figs. 3 y 4). En este sentido, la CIAT realiza actualmente, en colaboración con la flota, experimentos para evaluar mejor la supervivencia posliberación de tiburones en buques cerqueros de clase 6 (proyecto M.1.d) y clases 1-5 (proyecto M.2.e) con diferentes dispositivos de liberación de captura incidental.

Resulta sorprendente que a pesar del interés significativo por la investigación sobre la MPL de los tiburones capturados por la pesquería palangrera industrial en el Océano Pacífico occidental y central en la última década (Musyl *et al.*, 2011; Musyl y Gilman, 2018; Hutchinson *et al.*, 2021; Francis *et al.*, 2023), no se haya intentado realizar estudios similares en el OPO, donde el esfuerzo de la pesquería palangrera industrial ha aumentado en un 25% desde 2011 y hasta 6 veces en el caso de algunas flotas de aguas lejanas (CIAT, 2023). Los estudios sobre la MPL deben ser una prioridad en la investigación para cuantificar, en primer lugar, la eficacia de las medidas de mitigación implementadas para las pesquerías palangreras tanto industriales como artesanales ([EB-01-01](#)), como limitar o prohibir el uso de reinales de alambre ([C-21-06](#)) o prohibir la captura de ciertas especies de tiburones (por ejemplo, [C-11-10](#)), así como nuevas medidas que pudieran reducir todavía más la MPL, como limitar la cantidad de línea arrastrada por los tiburones liberados (ver Hutchinson *et al.*, 2021; Scott *et al.*, 2022; Francis *et al.*, 2023).

4.1 Consideraciones sobre la calidad de los datos

Una salvedad importante en la evaluación de tiburones sedoso y martillo se refiere a la confusión frecuente con especies morfológicamente similares (Román-Verdesoto y Orozco-Zöllner, 2005) o al menos su registro como agrupaciones taxonómicas genéricas como “cazones picudos, tintoreras, nep” o “tiburones martillo”. Aunque los observadores a bordo de buques cerqueros grandes en el OPO reciben una capacitación específica sobre la identificación de tiburones carcarínidos desde 2004, con la implementación de un formulario específico para la recolección de datos sobre tiburones (Fuller *et al.*, 2022), antes de ese año las capturas observadas de tiburones sedosos son inciertas y se considera que esto es una de las principales razones del mal desempeño del modelo de evaluación de poblaciones construido para los tiburones sedosos en el OPO en 2014 (CIAT, 2014). Aunque existen algunos programas

de monitoreo pesquero de tiburones ejecutados por CPC, se desconoce el nivel de capacitación de los observadores y pescadores responsables de registrar las interacciones con tiburones en su pesquería palangrera industrial y en las pesquerías artesanales de red agallera y palangre. La identificación errónea y la notificación deficiente suponen dos problemas importantes para la evaluación. Primero, para alcanzar el objetivo final de realizar evaluaciones convencionales, se requieren datos de captura y esfuerzo por especie fiables en todas las pesquerías en las que se captura la especie para poder desarrollar índices de abundancia estandarizados.

A más corto plazo, los registros de ocurrencia por especie son esenciales para desarrollar MDE fiables, que constituyen la base de las evaluaciones EASI-Fish. A pesar de la aparente amplia distribución de las tres especies de tiburón martillo en todo el OPO (Gallagher y Klimley, 2018), el MDE utilizado en el presente estudio, que fue desarrollado por Griffiths *et al.* (2022), predijo una probabilidad de ocurrencia razonablemente baja en el régimen nerítico entre el sur de México y el norte de Chile, lo cual parece directamente atribuible al bajo número de registros de presencia de dichas especies en esta región (Anexo 3). Lo anterior parece haber creado la falsa impresión de que estas especies prefieren aguas más alejadas de la costa, donde presentan mayor superposición con las pesquerías que operan en alta mar, mientras que en realidad podría no ser el caso.

Por ejemplo, *S. lewini* es una de las especies de tiburón martillo capturadas con mayor frecuencia en las pesquerías costeras de Centro y Sudamérica (Rojas *et al.*, 2000); tanto es así que Jamarillo Torres (2022) registró 6,281 ocurrencias de 2007 a 2019 en las pesquerías costeras de Ecuador. En comparación, menos de 100 de los 2,017 registros de ocurrencia de *S. lewini* hallados en este estudio procedían de países sudamericanos. La mayoría de los registros de tiburones martillo procedían de fuentes dependientes de la pesca que operaban en alta mar, lo cual ha dado lugar a una mayor probabilidad de ocurrencia en esta región. La ausencia de registros de presencia en regiones fuera de aquellas en las que operan las pesquerías industriales, donde las variables ambientales pueden ser diferentes, pudo haber perjudicado la calidad de los mapas de predicción finales y también, a fin de cuentas, la precisión de las estimaciones resultantes de mortalidad por pesca.

Un resultado particularmente significativo de la presente evaluación fue la alta vulnerabilidad de *S. zygaena* en comparación con las otras tres especies SMT. Esto se debe probablemente a su baja productividad biológica, pero también ocurre porque la falta de datos de talla suficientes requirió un supuesto de selectividad *de filo de cuchillo* desde la talla más pequeña registrada y la talla de nacimiento en las pesquerías palangrera industrial y de red agallera, respectivamente (Fig. 6). Sin embargo, este resultado podría reflejar la verdadera vulnerabilidad de esta especie en el OPO, dada su aparente poca frecuencia. Entre 2012 y 2022, esta especie se ha registrado en sólo 367 casos en los 290,024 y 31,749 lances observados en la pesquería cerquera y la pesquería palangrera industrial del OPO, respectivamente. Se cree que la especie está distribuida ampliamente, particularmente en el régimen costero, tal como lo indica el MDE (Fig. 1), pero se registra poco en las capturas de pesquerías artesanales. La poca frecuencia de esta especie en los registros de captura puede deberse a la identificación errónea, especialmente si las inspecciones se realizan sobre troncos frescos o congelados, o a su registro como grupo taxonómico genérico "tiburón martillo". Sin embargo, como especímenes frescos enteros, esta especie presenta características morfológicas diagnósticas distintivas (Gallagher y Klimley, 2018), por lo que cabe esperar que figure con más frecuencia en los registros de captura de científicos y observadores capacitados en caso de presentarse en la captura. Pese a ello, los científicos capacitados contratados en el programa de muestreo de tiburones de 2 años, realizado por la CIAT, no registraron ningún espécimen entre los 20,698 tiburones que registraron en casi 1,400 sitios de descarga a lo largo de Centroamérica (CIAT, datos sin publicar). En una revisión de registros históricos de captura y estudio de aguas del Pacífico mexicano, Pérez-Jiménez (2014) expresó su preocupación por la posible extirpación de *S. zygaena* en esta

región como consecuencia de décadas de impactos de la pesca, ya que sólo se registraron 61 individuos de entre más de 207,000 tiburones capturados en estudios de tiburones realizados de 1962 a 2010. Dadas las consecuencias potencialmente significativas para la conservación de esta especie, se recomienda que sea especie prioritaria en futuros esfuerzos de investigación y ordenación.

Una cuestión que se relaciona con la necesidad de registrar la ocurrencia por especie se refiere a la mejora de la recolección de datos de talla por especie (para la selectividad y el MDE basado en la talla). Está bien documentado que las tres especies de tiburón martillo contempladas en el presente estudio sufren cambios ontogenéticos distintos en sus distribuciones, por su apareamiento y alumbramiento en hábitats costeros poco profundos (Francis, 2016; Zanella *et al.*, 2019; López-Angarita *et al.*, 2021a; Macdonald *et al.*, 2021; Corgos y Rosende-Pereiro, 2022). Sin embargo, actualmente las metodologías de desarrollo de MDE no admiten fácilmente datos de talla para capturar cambios ontogenéticos en la distribución. Por ende, en las celdas de grilla donde se predice la presencia de una especie se supone implícitamente que todas las clases de talla están presentes. Aunque el uso de componentes de selectividad en EASI-Fish tiene en cuenta la mortalidad por pesca diferencial entre clases de talla, EASI-Fish interpreta los impactos de la pesca de manera similar a los MDE, en el sentido en que donde se predice la presencia de una especie en una celda, si se pesca en dicha celda, entonces todas las clases de talla son igualmente susceptibles a la captura si se cumplen por completo todos los parámetros de selectividad. Esto se convierte en un problema en el componente de productividad de EASI-Fish donde existe una ponderación implícita igual de la mortalidad por pesca entre clases de talla. En el caso de los tiburones martillo, esto da lugar a una subestimación de la mortalidad por pesca de clases de talla pequeñas, lo cual mermaría la capacidad del modelo de RPR para tener en cuenta la sobrepesca de crecimiento y por ende generaría un estado de vulnerabilidad demasiado optimista. Se cree que este factor ocasionó la estimación de impactos insignificantes de las pesquerías artesanales y particularmente de la veda total de la pesquería de red agallera de neonatos, que se incluyó en la evaluación específicamente para explorar los impactos de esta pesquería sobre los tiburones martillo.

Como posible manera de sortear este problema, se podría disponer de un índice de abundancia para cada clase de talla, a partir del cual cada celda de grilla podría ponderarse. Sin embargo, si se dispusiera de datos tan detallados, la evaluación convencional de poblaciones sería un enfoque más adecuado para evaluar la verdadera condición de la población, en lugar de mejorar los resultados de EASI-Fish, que proporcionan solamente una medida de vulnerabilidad. Por otra parte, si mejora la calidad de los datos, se podrían desarrollar MDE por talla –como se hizo en [SAC-10 INF-D](#) para el atún patudo– para cada categoría de talla (por ejemplo, pequeños, medianos, grandes), utilizando, por ejemplo, información recolectada por observadores de la CIAT en buques cerqueros o mediante otros programas destinados a recolectar información geolocalizada por talla. Posteriormente, se podría utilizar el componente de susceptibilidad de EASI-Fish (Ecuación 3) para estimar la mortalidad por pesca de cada categoría de talla, que puede incorporarse para generar una estimación final de mortalidad por pesca que se utiliza después en los modelos por recluta para evaluar el estado de vulnerabilidad.

Otra manera de mejorar la estimación de impactos por pesquería consiste en mejorar las estimaciones del parámetro de capturabilidad, q (Ecuación 1), el cual, en términos convencionales, corresponde a la fracción de la biomasa de la población que es capturada por una unidad de esfuerzo (E_x) en la pesquería x . Aunque sí se disponía de estimaciones de la capturabilidad del tiburón sedoso en cada pesquería, a partir de la evaluación de poblaciones del Pacífico entero, no se utilizaron en el presente estudio ya que Clarke *et al.* (2018) las consideró poco fiables debido a las tendencias de abundancia contradictorias que muestran las pesquerías del OPOC y del OPO. Además, estos valores de q no se utilizaron porque aún no se había validado la adopción de valores de q a partir de la evaluación de poblaciones en EASI-Fish. EASI-Fish se diseñó para estimar la vulnerabilidad relativa, ya sea entre especies o entre escenarios para la

misma especie, en entornos con pocos datos, donde se desconoce el nivel de esfuerzo y su impacto sobre la biomasa de la población. Por lo tanto, a estos parámetros se les puede asignar de manera precautoria un valor de 1 y se supone que el impacto de una pesquería en una celda es *de filo de cuchillo*, es decir que la pesca está presente o bien está ausente. Se supone, por ende, que en una celda donde una pesquería está presente, inicialmente el 100% de los tiburones en dicha celda de grilla están susceptibles a la captura por la pesquería, sin importar cuánto esfuerzo se aplique en la celda, pero se produce una pérdida en la proporción de la población afectada por la pesca con cada parámetro de susceptibilidad sucesivo que se va introduciendo. Por ende, el significado matemático de los parámetros q y E en EASI-Fish puede ser fundamentalmente distinto a su significado en los modelos de evaluaciones convencionales de poblaciones, en los que la cantidad por población de una variable continua y adimensional (es decir, la biomasa o números de individuos) se estima mediante la acumulación de cantidades de captura conforme se van introduciendo al modelo pesquerías sucesivas. El análisis de sensibilidad (sección 3.3) demostró claramente la sensibilidad del modelo a diferentes valores de q y el consiguiente impacto sobre el estado de vulnerabilidad de tiburones SMT. Se necesitan más estudios para examinar si es posible utilizar estimaciones convencionales de q y E directamente en EASI-Fish, si se requieren modificaciones como la normalización o estandarización, o si pueden ser convenientes otros enfoques novedosos (Griffiths *et al.*, 2007). No obstante, se justifica algún tipo de ponderación de q para reflejar mejor la contribución relativa de cada pesquería a la mortalidad por pesca general de cada especie. Esto requerirá, empero, muchos más datos de cada pesquería, especialmente de la pesquería artesanal, donde los impactos sobre los tiburones SMT son considerables (SAC-14 INF-L).

4.2 Orientación de la ordenación a partir del modelado de escenarios

Si bien la precisión de las estimaciones de mortalidad por pesca puede verse afectada por los problemas mencionados anteriormente, lo que explica por qué se estima un sustituto de mortalidad por pesca (\tilde{F}) dentro del alcance de los supuestos simplistas del modelo EASI-Fish, detallados extensamente en Griffiths *et al.* (2019), la evaluación EASI-Fish actual pudo cumplir los objetivos del estudio al evaluar la eficacia relativa de los 43 escenarios hipotéticos de MCO. Aunque muchos de los escenarios predijeron una reducción en la vulnerabilidad, ninguno reclasificó alguna de las especies SMT en la categoría “menos vulnerable”. Las MCO de mayor impacto positivo fueron notablemente consistentes para las cuatro especies. Las medidas individuales que tuvieron el mayor impacto positivo sobre la vulnerabilidad fueron vedas en el OPO entero, particularmente en los casos en los que múltiples pesquerías, incluida la pesquería palangrera industrial, se encontraban vedadas durante 120 o 180 días. A diferencia de la pesquería de cerco, que es objeto de una veda de 72 días en el OPO entero desde 2018 (resoluciones [C-17-01](#) y [C-21-04](#)), la CIAT no ha impuesto nunca vedas espaciales o temporales a la pesquería palangrera industrial como medida de ordenación para reducir la mortalidad por pesca de sus especies objetivo o predominantes. Sin embargo, desde 2011, la resolución [C-11-02](#) impone restricciones de arte a los buques palangreros industriales >20 m LOA en el área de 20°N a 30°S para reducir la captura incidental de aves marinas.

Las vedas temporales simuladas de la pesquería palangrera industrial fueron eficaces debido a que se evitaron por completo las interacciones con tiburones durante la totalidad del periodo de la veda, lo que ocasionó una reducción en la mortalidad por pesca en toda la gran zona en la que opera la pesquería palangrera industrial. Varios autores han desarrollado recientemente jerarquías de mitigación para la captura incidental en pesquerías y aconsejan evitar la interacción como opción preferida para la mitigación en el caso de las especies cuya captura es inevitable, incluso con la aplicación de medidas específicas (Milner-Gulland *et al.*, 2018; Booth *et al.*, 2020; Gilman *et al.*, 2023). Este es el enfoque que han adoptado Colombia y Ecuador, donde se ha prohibido por completo la pesca industrial y artesanal de tiburones dentro de sus ZEE (Tribunal Constitucional del Ecuador, 2007; Mason *et al.*, 2020). Aunque la

prevención de las interacciones con tiburones sería evidentemente la medida más eficaz para mitigar la captura incidental de tiburones en el OPO, las consecuencias pragmáticas de la veda de un área tan extensa durante 120 días o más son tales que es poco probable que resulte una medida de ordenación viable ya que ocasionará una reducción considerable en la captura, lo cual podría tener impactos socioeconómicos significativos para algunos países con pesquerías palangreras, especialmente para los Estados donde ya existe una veda estacional de 3 meses para la pesca de tiburones dentro de la ZEE, como México (Sosa-Nishizaki *et al.*, 2020) y Perú (Mason *et al.*, 2020). Además, si los Miembros de la CIAT aceptan tales vedas prolongadas, es probable que esto se traduzca en una relocalización del esfuerzo significativa y temporal hacia la parte este del Área de la Convención de la WCPFC, lo que puede generar competencia entre las flotas de países insulares y/o provocar la reducción localizada de las especies de tiburones que la veda tiene por objeto proteger. Ante estas dificultades, el personal de la CIAT ha venido explorando los beneficios de la ordenación dinámica del océano (Hazen *et al.*, 2018) como medio para reducir la interacción de la pesca con especies vulnerables (por ejemplo, SAC-10 INF-D, BYC-11-04, Pons *et al.*, 2022).

Por estas razones, la opción más viable puede consistir en implementar medidas múltiples en combinación, si puede demostrarse que es probable que cada una de las medidas individuales se implemente hasta alcanzar su pleno potencial de mitigación. Aunque puede ser más difícil implementar medidas múltiples, así como monitorear su cumplimiento, este enfoque ha sido adoptado por la CIAT en la ordenación de otras especies de captura incidental, como las aves marinas (resolución [C-11-02](#)), para las que se pueden seleccionar al menos 2 medidas de mitigación a partir de un “menú” de opciones de mitigación.

Lamentablemente, los escenarios que simulaban el uso de algunas de las medidas más fáciles de implementar, como la prohibición del uso de reinales de alambre o incluso la prohibición de la retención de tiburones, sólo dieron lugar a reducciones modestas en la vulnerabilidad ya que la mayoría de las medidas individuales buscan reducir la AVM. Se ha estimado que algunas medidas, como la prohibición de líneas de alambre en la pesca con palangre, disminuyen la AVM de algunas especies de tiburones en un 31%-41% (Bigelow *et al.*, 2022; Scott *et al.*, 2022). Sin embargo, la posible reducción en la mortalidad por pesca alcanzada mediante estas medidas se verá anulada si no existe ninguna medida asociada para prohibir la retención de tiburones, o si la MPL es alta, como es el caso de la mortalidad de *C. falciformis* y *S. lewini* liberados de las redes de cerco, que se estima en un 85%-100% (Hutchinson *et al.*, 2015; Eddy *et al.*, 2016).

4.3 Recomendaciones e indicaciones para el trabajo futuro

El estudio actual ha reunido conjuntos de datos existentes y ha modelado escenarios de posibles medidas de ordenación, lo cual brinda conocimientos valiosos para que la CIAT planifique futuros esfuerzos de investigación, monitoreo, evaluación u ordenación para los tiburones sedoso y martillo en el OPO. Esta evaluación parte de la evaluación de 32 especies de tiburón capturadas incidentalmente en el OPO, realizada en 2022 (Griffiths *et al.*, 2022), que incluye las cuatro especies SMT abordadas aquí. El estudio incorpora nuevos datos publicados por investigadores de los CPC, así como esfuerzos de investigación en curso por parte del personal de la CIAT, incluido el programa de monitoreo de tiburones ABNJ (SAC-14 INF-L). Sin embargo, la falta de información biológica o de captura fundamental para las cuatro especies pone de manifiesto la necesidad de priorizar, en el trabajo futuro de la CIAT, mejores entradas de datos, no sólo para responder a necesidades más inmediatas como EASI-Fish, sino también para cumplir objetivos de más largo plazo, como la evaluación de poblaciones y la transparencia en la notificación de capturas de todas las pesquerías.

4.4 Pesquerías artesanales

Uno de los requisitos más importantes para EASI-Fish es entender la huella de esfuerzo de cada pesquería para el (los) año(s) de evaluación elegido(s), lo cual es fundamentalmente sencillo ya que se necesita solamente la presencia de una o varias unidades de esfuerzo de pesca en toda la extensión espacial de la pesquería. Desafortunadamente, el monitoreo de las pesquerías artesanales de palangre y de red agallera en todo el OPO es escaso, si no es que nulo, lo que se traduce en una falta incluso de simples datos de presencia de esfuerzo a partir de los cuales se pudieran caracterizar estas pesquerías. Para ello, fue necesario reunir datos de esfuerzo de informes publicados o estudios sin publicar, muchas veces de años distintos del año de evaluación, 2019. No obstante, es evidente que algunas pesquerías podrían recolectar ya algunos datos útiles para las evaluaciones EASI-Fish, mismos que quizás no estén fácilmente disponibles en el caso de algunas pesquerías artesanales (ver Jaramillo Torres, 2022).

Por ejemplo, un proyecto colaborativo reciente entre la CIAT, la Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas (CIT) y sus Miembros en el que se evaluó la vulnerabilidad de la tortuga laúd en el OPO (Griffiths *et al.*, 2020), el personal de la CIAT trabajó directamente con representantes de Estados ribereños para acceder a datos de esfuerzo confidenciales para desarrollar mejores MDE y huellas de esfuerzo para las pesquerías artesanales de palangre y de red agallera, que fueron sustancialmente mayores de lo que se logró utilizando los datos fragmentados de varias fuentes en este estudio. Por lo tanto, es probable que la presente investigación subestime la mortalidad por pesca de cada una de las cuatro especies SMT en las pesquerías artesanales de palangre y de red agallera.

Incluso la pesquería de cerco semiindustrial, que comprende buques más pequeños de clases 1-5, carece de un monitoreo suficiente de la captura incidental de tiburones, ya que la CIAT requiere actualmente una cobertura de observadores mínima del 5% en el caso de los buques de menos de 24 m de LOA. En el presente estudio, los datos de esfuerzo se derivaron principalmente de lances observados por TUNACONS de manera voluntaria, lo que representó el 12% del esfuerzo de la flota en 2019 (CIAT, datos sin publicar). Por lo tanto, se desconoce si la composición de las capturas es representativa de la flota y se consideró que la distribución del esfuerzo representaba la cobertura espacial mínima de la pesquería. Sin embargo, la CIAT trabaja para mejorar la provisión de datos para esta y otras flotas a través de una propuesta de actualización de su resolución sobre la provisión de datos (ver [SAC-12-09](#)), la elaboración del formulario de plantados (09-2018) y la implementación de sistemas de monitoreo electrónico (SME) (ver [EMS-01-02](#)). Además, prevé analizar la representatividad de la información recopilada en virtud del programa voluntario de buques de cerco de clases 1-5 en un futuro próximo.

Dado que EASI-Fish necesita una diversidad de entradas de datos para caracterizar las dinámicas de poblaciones y pesquerías, futuras evaluaciones EASI-Fish se verían muy beneficiadas por la estrecha colaboración con los CPC para optimizar la calidad de los datos de entrada de los modelos. Es probable que dicha colaboración fomente la confianza entre los investigadores y los gestores, lo que a su vez puede incrementar la posibilidad de colaboraciones más eficaces para llevar a cabo investigaciones en una escala relevante para las pesquerías pelágicas del OPO. Las pesquerías artesanales constituirán probablemente un área clave de la investigación, no solamente en relación con las capturas de tiburones, sino también los atunes, los peces picudos y el dorado, que conforman una parte importante de las capturas (Dapp *et al.*, 2013; Martínez-Ortiz *et al.*, 2015). Aunque las embarcaciones artesanales son pequeñas, las flotas pueden ser grandes y se ha demostrado que tienen un impacto significativo sobre los tiburones (Alfaro-Shigueto *et al.*, 2010; Cartamil *et al.*, 2011; Martínez-Ortiz *et al.*, 2015; Sosa-Nishizaki *et al.*, 2020). En 2023, la CIAT realizó estimaciones de orden de magnitud de la captura de tiburones del programa de muestreo de tiburones ABNJ (Oliveros-Ramos *et al.*, 2020), las cuales indicaron que las capturas de tiburones son significativas en la región y no deben ignorarse, tanto en el caso del tiburón sedoso como en el caso de los tiburones martillo (SAC-14 INF-L).

Lo anterior subraya una evidente necesidad de que los CPC ribereños establezcan o mejoren programas de recolección de datos para las flotas artesanales, no solamente para facilitar la ordenación de pesquerías nacionales, sino para ayudar a la CIAT a cumplir con sus responsabilidades en virtud de la Convención de Antigua, labor que se ha visto entorpecida en muchas ocasiones por una falta de datos de estas flotas. En años recientes, la CIAT colaboró con sus Miembros centroamericanos en un proyecto financiado por el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM) para desarrollar un programa de recolección de datos para pequeñas pesquerías costeras de tiburones (Siu y Aires-da-Silva, 2016; Oliveros-Ramos *et al.*, 2019). Aunque el proyecto desarrolló un programa de muestreo que mejoró considerablemente nuestra comprensión de las pesquerías artesanales, lamentablemente, la propuesta realizada por el personal en el sentido de implementar un programa de muestreo a largo plazo para las pesquerías de tiburón en Centroamérica aún no logra obtener apoyo financiero (IATTC-98-02c). Actualmente están en proceso los fondos de FMAM ABNJ-2 para un siguiente proyecto piloto de muestreo que podría extenderse a otros países como Ecuador, Perú y México (SAC-14 INF-M). Sin embargo, para que la CIAT realice futuras evaluaciones de poblaciones o de vulnerabilidad de especies de tiburones en el OPO, según lo acordado por sus Miembros (ver resolución [C-16-05](#)), se necesita una solución a largo plazo para garantizar los recursos suficientes para facilitar programas de monitoreo continuos. Además, es esencial actualizar la resolución [C-03-05](#) sobre la provisión de datos para alinearla con los mandatos descritos en la Convención de Antigua y en el PCE de la CIAT en el sentido de incluir mandatos sobre la notificación, como mínimo, de las especies vulnerables (por ejemplo, elasmobranchios) capturadas incidentalmente por las diferentes pesquerías que operan en el OPO (ver [C-12-09](#)).

4.5 Pesquería palangrera industrial

La pesquería palangrera industrial tuvo, de lejos, el mayor impacto sobre los cuatro tiburones SMT en el presente estudio, lo cual se debe no solamente a la amplia dispersión de su esfuerzo en todo el OPO, que cubre una gran proporción de las distribuciones de las especies de tiburones SMT, sino también a la resolución espacial gruesa del esfuerzo notificado de dicha pesquería. Lamentablemente, frecuentemente los datos de esfuerzo de la pesquería palangrera industrial son notificados por los CPC en $5^\circ \times 5^\circ$, o a veces en $1^\circ \times 1^\circ$, que corresponde a la resolución más gruesa permitida por la resolución [C-03-05](#). Además, esta resolución no requiere que los CPC presenten notificaciones sobre capturas incidentales de especies no objetivo, entre las que pueden figurar los tiburones. El principal problema derivado de la resolución gruesa de los datos de esfuerzo es que el tamaño de celda de grilla supera por mucho el de las predicciones de los MDE ($0.5^\circ \times 0.5^\circ$), lo que condujo a una sobreestimación considerable de la superposición con las especies, como se mostró en el análisis de sensibilidad (sección 3.3). Esto ocurre porque en los casos en los que el MDE predice la presencia de una especie en las cien celdas de 0.5° que componen una celda de 5° que se pesca, se supone la presencia de pesca en cada celda de 0.5° .

La resolución espacial gruesa de estos datos notificados también compromete la precisión de las localizaciones de presencia de especies. Debido a que la distribución espacial del esfuerzo de pesca con palangre cubre casi toda el Área de la Convención, puede ser una fuente valiosa de datos para desarrollar MDE debido al amplio gradiente ambiental que cubre la pesquería. Sin embargo, el entorno oceanográfico puede variar significativamente dentro de una celda de grilla de 5° para la cual se notifican datos de captura debido a la influencia de los frentes (Wang *et al.*, 2021), remolinos de mesoescala (Hasson *et al.*, 2019) y otras características ambientales finas y de mesoescala, lo que compromete la posible fortaleza de las relaciones modeladas entre la abundancia relativa de una especie y las variables ambientales.

Otra deficiencia importante de los datos notificados de la pesquería palangrera industrial es la resolución temporal de la notificación, que agrupa todos los lances en escalones temporales mensuales que carecen de características operativas que pudieran servir de base para determinar el tipo de lance. La pesquería palangrera industrial suele utilizar uno de dos lances: lances profundos, en los que se calan de 20 a 32

anzuelos por flotador durante el día, a profundidades de unos 300 m para pescar atún patudo y albacora; y lances someros en los que se calan menos de 6 anzuelos durante la noche, a profundidades de unos 100 m para pescar pez espada, pero también atún, marlín y tiburones que migran verticalmente a aguas epipelágicas en la noche (Griffiths y Duffy, 2017). Así, la susceptibilidad de los tiburones a la captura depende en gran medida del tipo de lance y de la configuración de arte. Por ende, a falta de información sobre el tipo de lance, se supuso, de manera precautoria, que todos los lances fueron lances profundos en los que cualquier especie que ocupara el rango de profundidad del arte de 0-300 m era susceptible a la captura y las estimaciones de mortalidad por pesca de los tiburones SMT estaban probablemente sesgadas hacia arriba.

Una alternativa al uso de datos gruesos de bitácora para establecer una huella de esfuerzo y mejorar la precisión de la ocurrencia de especies consiste en utilizar los datos a nivel operativo requeridos por la resolución [C-19-08](#). Aunque estos datos proporcionan datos de alta calidad sobre detalles operativos y las capturas de tiburones en cada lance observado, la resolución requiere sólo un mínimo de 5% de cobertura por observadores del esfuerzo de las flotas palangreras de cada CPC. Un análisis reciente de estos datos reveló que no son representativos de las actividades de la flota, ni cubren por completo la huella espacial de la flota (Griffiths *et al.*, 2021). Aunque estos datos, por sí solos, no pudieron utilizarse en el presente estudio para definir la huella de esfuerzo de la pesquería, sí proporcionaron datos de talla muy útiles para las especies SMT, especialmente *C. falciformis*, los cuales han mejorado considerablemente las curvas de selectividad de esta pesquería desde que se realizó la evaluación de la población de tiburón sedoso en el OPO (CIAT, 2014). Si se siguen las recomendaciones de los científicos de la CIAT en el sentido de aumentar la cobertura por observadores a un mínimo de 20% o más (ver resolución [C-19-08](#); Griffiths *et al.*, 2021), es probable que los datos de observadores ayuden a mejorar significativamente la evaluación de tiburones en el futuro, pero también el monitoreo y notificación rutinarios de las capturas. En 2023, el personal llevó a cabo un taller para solicitar las aportaciones de Miembros con el fin de mejorar la provisión de datos de la pesquería palangrera industrial (WSDAT-01). Se prevén talleres similares para otras pesquerías, entre ellas las flotas artesanales.

4.6 Estudios biológicos

Las cuatro especies SMT evaluadas se encontraban entre las especies de tiburones de captura incidental más ricas en datos en las pesquerías pelágicas del OPO, ya que la frecuencia de su interacción con pesquerías ha hecho de ellas objeto de cierta atención en estudios biológicos en la mayoría de los océanos del mundo. Aunque se han realizado estudios biológicos de la mayoría de estas especies en el OPO, lamentablemente, muchos adolecen de tamaños de muestra pequeños o de un alcance espacial o temporal restringido, lo que limita su utilidad para representar la dinámica de la población de la especie más ampliamente, a escala del OPO. Con la excepción de unos cuantos estudios reproductivos realizados en el OPO (Nava Nava y Márquez-Farías, 2014; Estupiñán-Montaño *et al.*, 2021), fue necesario adoptar los valores de parámetros biológicos clave que describen el crecimiento y la reproducción de las especies SMT a partir de estudios bien diseñados del Océano Pacífico occidental (por ejemplo, Joung *et al.*, 2008; Harry *et al.*, 2011). A pesar de la frecuencia de los tiburones SMT en las pesquerías industriales y artesanales del OPO, incluso la información biológica más fundamental, como las relaciones talla-peso y talla-talla, no está disponible o no cubre un rango de tallas suficiente para una especie.

El personal de la CIAT ha propuesto, en 2023, un proyecto y plan de trabajo para evaluar la factibilidad de desarrollar un programa de muestreo, con una posible expansión por fases a un programa de muestreo piloto y en el OPO entero, para recolectar datos morfométricos de las pesquerías que operan en el OPO ([SAC-14 INF-J](#)). Si se aprueba y se financia, este proyecto reducirá significativamente la brecha de conocimiento en lo que respecta a las relaciones morfométricas, al menos para algunas especies clave. Tal como se ha comentado a lo largo de este documento, la talla de los tiburones SMT capturados por la

flota industrial puede diferir significativamente de la talla de los de las flotas artesanales, que están más orientadas hacia la costa, donde habitan neonatos y juveniles de varias especies. Por lo tanto, será importante utilizar los resultados del estudio de factibilidad y ampliar el muestreo a las flotas artesanales, en estrecha colaboración con los CPC de la CIAT (ver Tabla 2, [SAC-14 INF-J](#)). Esto podría servir como una pauta colaborativa para ampliar el estudio morfométrico para incluir la recolección de material biológico con el fin de realizar estudios biológicos críticos para las especies SMT a escala relevante para su población en el OPO. Estos esfuerzos colaborativos no solamente reducirían los costos operativos y brindarían acceso a muestras que podrían ser inaccesibles para el personal de la CIAT por sí solo, sino que también crearían capacidad de investigación pesquera en las instituciones de los Estados ribereños en vías de desarrollo, lo cual ha sido una meta importante del PCE de la CIAT (Meta Q: Proporcionar oportunidades de capacitación para científicos y técnicos de CPC).

5. CONCLUSIONES

En las últimas dos décadas, ha habido un cambio dramático en el enfoque tradicional de la ordenación pesquera, que ha dejado de centrarse en especies objetivo individuales para dar lugar a un enfoque más holístico que considera el contexto más amplio del ecosistema (Hall y Mainprize, 2004). Así, las funciones y responsabilidades de la CIAT, de sus Miembros y de sus pesquerías también han sufrido un cambio sustancial para asegurar la sostenibilidad a largo plazo de todas las especies afectadas por actividades de pesca. Esto queda reflejado explícitamente en la Convención de Antigua (CIAT, 2003), particularmente en el artículo VII 1(f): *“adoptar, en caso necesario, medidas y recomendaciones para la conservación y administración de las especies que pertenecen al mismo ecosistema y que son afectadas por la pesca de especies de peces abarcadas por la presente Convención, o que son dependientes de estas especies o están asociadas con ellas...”*. Esto ha llevado a que se centre la atención en los tiburones, que frecuentemente se retienen como captura, o se descartan como captura incidental, en las pesquerías industriales y artesanales del OPO. Sin embargo, debido a una falta de datos biológicos y de captura fiables para estas especies, no es posible recurrir a métodos convencionales de evaluación de poblaciones para demostrar que las poblaciones se ven afectadas en niveles biológicamente sostenibles.

Para atender este problema, el personal de la CIAT diseñó EASI-Fish, una herramienta que cuantifica los impactos acumulativos de múltiples pesquerías sobre especies con pocos datos y determina, de manera transparente, el estado de vulnerabilidad de la población de una especie con base en sustitutos de puntos de referencia biológicos ampliamente usados en la evaluación de poblaciones pesqueras. Aunque EASI-Fish integra modelos de rendimiento y biomasa reproductora por recluta estructurados por talla, este y otros métodos de ERE no deben utilizarse como sustitutos de la evaluación de poblaciones para evaluar la condición de las poblaciones de especies de tiburones y no deben ser el punto final para el asesoramiento de ordenación.

En el presente estudio, se utilizó EASI-Fish para explorar la posible eficacia de una serie de MCO potenciales para cuatro especies de tiburones SMT, cuya exploración por medio de estudios de campo podría resultar difícil, tardada y costosa. Los resultados identifican las medidas más eficaces, aplicadas individualmente o en combinación, para reducir la vulnerabilidad de estas especies. Estos hallazgos pueden orientar a la CIAT a la hora de planificar futuros esfuerzos de investigación y ordenación para tiburones. En el periodo intermedio –mientras no se cuente con datos fiables para emprender evaluaciones convencionales de poblaciones u otros métodos modernos de evaluación de poblaciones como el marcado y recaptura por parientes cercanos (Bravington *et al.*, 2016)– los resultados de esta investigación desempeñan un papel importante en la priorización de los esfuerzos de la CIAT en materia de tiburones.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a Mark Maunder, Dan Ovando, Marlon Roman, Omar Santana y Paulina Llano por sus valiosas aportaciones al documento y por revisar los borradores de este documento.

REFERENCIAS

- Adams, K.R., Fetterplace, L.C., Davis, A.R., Taylor, M.D., Knott, N.A., 2018. Sharks, rays and abortion: the prevalence of capture-induced parturition in elasmobranchs. *Biological Conservation* **217**, 11-27.
- Agreement on the International Dolphin Conservation Program (Aidcp), 2017. Agreement on the International Dolphin Conservation Program. Last amended October 2017.
- Alejo-Plata, C., Gómez-Márquez, J.L., Ramos, S., Herrera, E., 2007. Presencia de neonatos y juveniles del tiburón martillo *Sphyrna lewini* (Griffith & Smith, 1834) y del tiburón sedoso *Carcharhinus falciformis* (Müller & Henle, 1839) en la costa de Oaxaca, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* **42**, 403-413.
- Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J.C., Pajuelo, M., Dutton, P.H., Seminoff, J.A., Godley, B.J., 2010. Where small can have a large impact: Structure and characterization of small-scale fisheries in Peru. *Fisheries Research* **106**, 8-17.
- Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J.C., Bernedo, F., Dutton, P.H., Seminoff, J.A., Godley, B.J., 2011. Small-scale fisheries of Peru: a major sink for marine turtles in the Pacific. *Journal of Applied Ecology* **48**, 1432-1440.
- Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J.C., Darquea, J., Donoso, M., Baquero, A., Doherty, P.D., Godley, B.J., 2018. Untangling the impacts of nets in the southeastern Pacific: Rapid assessment of marine turtle bycatch to set conservation priorities in small-scale fisheries. *Fisheries Research* **206**, 185-192.
- Andraka, S., Mug, M., Hall, M., Pons, M., Pacheco, L., Parrales, M., Rendón, L., Parga, M.L., Mituhasi, T., Segura, Á., Ortega, D., Villagrán, E., Pérez, S., Paz, C., Siu, S., Gadea, V., Caicedo, J., Zapata, L.A., Martínez, J., Guerrero, P., Valqui, M., Vogel, N., 2013. Circle hooks: Developing better fishing practices in the artisanal longline fisheries of the Eastern Pacific Ocean. *Biological Conservation* **160**, 214-224.
- Arriatti, Y.R., Tavares, R., Alvarado, S., Capital, D., 2021. Assessment of the artisanal shark fishery in the Pacific coast of Panama highlights a high proportion of immature and threatened species. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* **16**, 189-195.
- Ayala, L., Amoros, S., Cespedes, C., 2008. Catch and by-catch of albatross and petrel in longline and gillnet fisheries in northern Peru. *Final Report to the Rufford Small Grants for Nature Conservation*.
- Bartes, S.N., Braccini, M., 2023. Length-length relationships for the main shark species caught in the commercial shark fisheries of Western Australia. *Fisheries Management and Ecology* **30**, 224-227.
- Baum, J.K., Worm, B., 2009. Cascading top-down effects of changing oceanic predator abundances. *Journal of Animal Ecology* **78**, 699-714.
- Beerkircher, L.R., Cortes, E., Shivji, M., 2002. Characteristics of shark bycatch observed on pelagic longlines off the southeastern United States, 1992–2000. *Marine Fisheries Review* **64**, 40-49.
- Bègue, M., Clua, E., Siu, G., Meyer, C., 2020. Prevalence, persistence and impacts of residual fishing hooks on tiger sharks. *Fisheries Research* **224**, 105462.
- Bessudo, S., Soler, G.A., Klimley, P.A., Ketchum, J., Arauz, R., Hearn, A., Guzmán, A., Calmettes, B., 2011. Vertical and horizontal movements of the scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*) around Malpelo and Cocos Islands (Tropical Eastern Pacific) using satellite telemetry. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* **40**, 91-106.
- Bigelow, K., Rice, J., Carvalho, F., 2022. *Future stock projections of oceanic whitetip sharks in the western and central Pacific Ocean*. PIFSC data report DR-22-33. NOAA Pacific Islands Fisheries Science Center, Honolulu, Hawaii.

- Binstock, A.L., Richards, T.M., Wells, R.J.D., Drymon, J.M., Gibson-Banks, K., Streich, M.K., Stunz, G.W., White, C.F., Whitney, N.M., Mohan, J.A., 2023. Variable post-release mortality in common shark species captured in Texas shore-based recreational fisheries. *PLoS One* **18**, e0281441.
- Bizzarro, J.J., Smith, W.D., Hueter, R.E., Villavicencio–Garayzar, C.J., 2009a. Activities and catch composition of artisanal elasmobranch fishing sites on the eastern coast of Baja California Sur, Mexico. *Bulletin of the Southern California Academy of Sciences* **108**, 137-152.
- Bizzarro, J.J., Smith, W.D., Márquez-Farías, J.F., Tyminski, J., Hueter, R.E., 2009b. Temporal variation in the artisanal elasmobranch fishery of Sonora, Mexico. *Fisheries Research* **97**, 103-117.
- Bonfil, R., Mena, R., De Anda, D., 1993. Biological parameters of commercially exploited silky sharks, *Carcharhinus falciformis*, from the Campeche Bank, Mexico. *NOAA Technical Report NMFS* **115**, 73-86.
- Booth, H., Squires, D., Milner-Gulland, E.J., 2020. The mitigation hierarchy for sharks: A risk-based framework for reconciling trade-offs between shark conservation and fisheries objectives. *Fish and Fisheries* **21**, 269-289.
- Bravington, M.V., Skaug, H.J., Anderson, E.C., 2016. Close-kin mark-recapture. *Statistical Science* **31**, 259–274.
- Carreón-Zapiain, M.T., Favela-Lara, S., González-Pérez, J.O., Tavares, R., Leija-Tristán, A., Mercado-Hernández, R., Compeán-Jiménez, G.A., 2018. Size, age, and spatial-temporal distribution of shortfin mako in the Mexican Pacific Ocean. *Marine and Coastal Fisheries* **10**, 402-410.
- Cartamil, D., Santana-Morales, O., Escobedo-Olvera, M., Kacev, D., Castillo-Geniz, L., Graham, J.B., Rubin, R.D., Sosa-Nishizaki, O., 2011. The artisanal elasmobranch fishery of the Pacific coast of Baja California, Mexico. *Fisheries Research* **108**, 393-403.
- Castañeda, J., 2001. Biología y pesquería del “tiburón martillo” (*Sphyrna zygaena*) en Lambayeque, 1991–2000. . *Informe Progresivo* **139**, 17-31.
- Castellanos-Galindo, G.A., Herrón, P., Navia, A.F., Booth, H., 2021. Shark conservation and blanket bans in the eastern Pacific Ocean. *Conservation Science and Practice* **3**, e428.
- Castillo-Geniz, J.L., Godínez-Padilla, C.L., Ortega-Salgado, I., Ajás-Terriquer, H.A., 2016. Programa de Observadores de Tiburón. In: Castillo Géniz, J. L., Tovar Ávila, J. (Eds.), *Tiburones Mexicanos de Importancia Pesquera en la CITES*. Instituto Nacional de Pesca, México, pp. 56–67.
- Castillo-Geniz, J.L., Godínez-Padilla, C.L., González-Ania, L.V., Haro-Avalos, H., Mondragón-Sánchez, L.F., Tovar-Ávila, J., 2017. Size and sex of the blue sharks caught by the Mexican longline industrial fleets recorded by on board observers in the Pacific 2006-2015. *Meeting of the International Scientific Committee on Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean (ISC) Shark Working Group Workshop, 17-24 March, 2017, La Jolla, USA. Document ISC/17/SHARKWG-1*.
- Chen, Y., Gordon, G.N.G., 1997. Assessing discarding at sea using a length-structured yield-per-recruit model. *Fisheries Research* **30**, 43-55.
- Chow, Y.J., 2004. *Age and growth of smooth hammerhead, Sphyrna zygaena, in the northeastern Taiwan waters*. National Taiwan Ocean University, Taiwan, p. 66.
- Clarke, S.C., Langley, A., Lennert-Cody, C., Aires-Da-Silva, A., Maunder, M., 2018. Pacific-wide silky shark (*Carcharhinus falciformis*) stock status assessment. *14th Regular Session of the Scientific Committee of the Western and Central Pacific Fisheries Commission, 8–16 August 2018, Busan, Republic of Korea. Document WCPFC-SC14-2018/SA-WP-08*.
- Coelho, R., Lino, P.G., Santos, M.N., 2011. At-haulback mortality of elasmobranchs caught on the Portuguese longline swordfish fishery in the Indian Ocean. *7th Session of the IOTC Working Party on Ecosystems and Bycatch, 24-27 September 2011, Maldives. Document IOTC–2011–WPEB07–31*.

- Coelho, R., Fernandez-Carvalho, J., Lino, P.G., Santos, M.N., 2012. An overview of the hooking mortality of elasmobranchs caught in a swordfish pelagic longline fishery in the Atlantic Ocean. *Aquatic Living Resources* **25**, 311-319.
- Compagno, L.J.V., 1984. FAO species catalogue. Vol. 4. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Part 2 - Carcharhiniformes. *FAO Fisheries Synopsis* **125**, 251-655.
- Corgos, A., Rosende-Pereiro, A., 2022. Nursery habitat use patterns of the scalloped hammerhead shark, *Sphyrna lewini*, in coastal areas of the central Mexican Pacific. *Journal of Fish Biology* **100**, 117-133.
- Cortés, E., Brooks, E.N., 2018. Stock status and reference points for sharks using data-limited methods and life history. *Fish and Fisheries* **19**, 1110-1129.
- Dapp, D., Arauz, R., Spotila, J.R., O'connor, M.P., 2013. Impact of Costa Rican longline fishery on its bycatch of sharks, stingrays, bony fish and olive ridley turtles (*Lepidochelys olivacea*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **448**, 228-239.
- Doherty, P.D., Alfaro-Shigueto, J., Hodgson, D.J., Mangel, J.C., Witt, M.J., Godley, B.J., 2014. Big catch, little sharks: Insight into Peruvian small-scale longline fisheries. *Ecology and Evolution* **4**, 2375-2383.
- Donoso, M., Dutton, P.H., 2010. Sea turtle bycatch in the Chilean pelagic longline fishery in the southeastern Pacific: opportunities for conservation. *Biological Conservation* **143**, 2672-2684.
- Drew, M., White, W.T., Dharmadi, Harry, A.V., Huvneers, C., 2015. Age, growth and maturity of the pelagic thresher *Alopias pelagicus* and the scalloped hammerhead *Sphyrna lewini*. *Journal of Fish Biology* **86**, 333-354.
- Duncan, K.M., Holland, K.N., 2006. Habitat use, growth rates and dispersal patterns of juvenile scalloped hammerhead sharks *Sphyrna lewini* in a nursery habitat. *Marine Ecology Progress Series* **312**, 211-221.
- Ecuador, T.C.D., 2007. Decreto Nº 486. Expedir las normas para la regulación de la pesca incidental del recurso tiburón, su comercialización y exportación en el Ecuador continental. *Registro Oficial* **137**, 2-4.
- Eddy, C., Brill, R., Bernal, D., 2016. Rates of at-vessel mortality and post-release survival of pelagic sharks captured with tuna purse seines around drifting fish aggregating devices (FADs) in the equatorial eastern Pacific Ocean. *Fisheries Research* **174**, 109-117.
- Ellis, J.R., Mccully Phillips, S.R., Poisson, F., 2017. A review of capture and post-release mortality of elasmobranchs. *Journal of Fish Biology* **90**, 653-722.
- Estupiñán-Montaño, C., Carrera-Fernández, M., Galván-Magaña, F., 2021. Reproductive biology of the scalloped hammerhead (*Sphyrna lewini*) in the central-eastern Pacific Ocean. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **101**, 465-470.
- Fernandez-Carvalho, J., Coelho, R., Santos, M.N., Amorim, S., 2015. Effects of hook and bait in a tropical northeast Atlantic pelagic longline fishery: Part II—Target, bycatch and discard fishes. *Fisheries Research* **164**, 312-321.
- Francis, M.P., 2016. Distribution, habitat and movement of juvenile smooth hammerhead sharks (*Sphyrna zygaena*) in northern New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **50**, 506-525.
- Francis, M.P., Lyon, W.S., Clarke, S.C., Finucci, B., Hutchinson, M.R., Campana, S.E., Musyl, M.K., Schaefer, K.M., Hoyle, S.D., Peatman, T., Bernal, D., Bigelow, K., Carlson, J., Coelho, R., Heberer, C., Itano, D., Jones, E., Leroy, B., Liu, K.-M., Murua, H., Poisson, F., Rogers, P., Sanchez, C., Semba, Y., Sippel, T., Smith, N., 2023. Post-release survival of shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) and silky (*Carcharhinus falciformis*) sharks released from pelagic tuna longlines in the Pacific Ocean. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **33**, 366-378.

- Froese, R., Pauly, D.E., 2023. *FishBase. World Wide Web electronic publication.*
- Fuller, L., Vogel, N., Griffiths, S., Román, M.H., Lennert-Cody, C., 2022. *History of the IATTC bycatch data collection and description of the 'bycatch database' for use in ecosystem and bycatch research.* Special Report 25. Inter-American Tropical Tuna Commission, La Jolla, California, USA.
- Gabriel, W.L., Mace, P.M., 1999. A review of biological reference points in the context of the precautionary approach. In: Restrepo, V. R. (Ed.), *Proceedings of the Fifth National NMFS Stock Assessment Workshop: Providing Scientific Advice to Implement the Precautionary Approach Under the Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act.* U.S. Department of Commerce, Silver Spring, MD, pp. 34–45.
- Gallagher, A.J., Orbesen, E.S., Hammerschlag, N., Serafy, J.E., 2014a. Vulnerability of oceanic sharks as pelagic longline bycatch. *Global Ecology and Conservation* **1**, 50-59.
- Gallagher, A.J., Serafy, J.E., Cooke, S.J., Hammerschlag, N., 2014b. Physiological stress response, reflex impairment, and survival of five sympatric shark species following experimental capture and release. *Marine Ecology Progress Series* **496**, 207-218.
- Gallagher, A.J., Klimley, A.P., 2018. The biology and conservation status of the large hammerhead shark complex: the great, scalloped, and smooth hammerheads. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **28**, 777-794.
- Gilman, E., Chaloupka, M., Merrifield, M., Malsol, N.D., Cook, C., 2016. Standardized catch and survival rates, and effect of a ban on shark retention, Palau pelagic longline fishery. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **26**, 1031-1062.
- Gilman, E., Chaloupka, M., Sieben, C., 2021. Ecological risks of a data-limited fishery using an ensemble of approaches. *Marine Policy* **133**, 104752.
- Gilman, E., Chaloupka, M., Booth, H., Hall, M., Murua, H., Wilson, J., 2023. Bycatch-neutral fisheries through a sequential mitigation hierarchy. *Marine Policy* **150**, 105522.
- Griffiths, S.P., Kuhnert, P.M., Venables, W.N., Blaber, S.J.M., 2007. Estimating abundance of pelagic fishes using gillnet catch data in data-limited fisheries: a Bayesian approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **64**, 1019–1033.
- Griffiths, S.P., Duffy, L., 2017. A preliminary metadata analysis of large-scale tuna longline fishery data in the eastern Pacific Ocean: a precursor to Ecological Risk Assessment. *8th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 8-12 May 2017, La Jolla, California, USA. Document SAC-08-07b.*, 1-34.
- Griffiths, S.P., Duffy, L., Aires-Da-Silva, A., 2017. A preliminary ecological risk assessment of the largescale tuna longline fishery in the eastern Pacific Ocean using Productivity-Susceptibility Analysis. *8th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 8-12 May 2017, La Jolla, California, USA. Document SAC-08-07d.*, 1-21.
- Griffiths, S.P., Kesner-Reyes, K., Garilao, C., Duffy, L.M., Román, M.H., 2019. Ecological Assessment of the Sustainable Impacts of Fisheries (EASI-Fish): a flexible vulnerability assessment approach to quantify the cumulative impacts of fishing in data-limited settings. *Marine Ecology Progress Series* **625**, 89-113.
- Griffiths, S.P., Wallace, B., Swimmer, Y., Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J.C., Oliveros-Ramos, R., 2020. Vulnerability status and efficacy of potential conservation measures for the east Pacific leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) stock using the EASI-Fish approach. *10th Meeting of the IATTC Working Group on Bycatch, 7 May 2020, La Jolla, California, USA. Document BYC-10 INF-B*, 41.
- Griffiths, S.P., Lennert-Cody, C., Wiley, B., Fuller, L., 2021. Update on operational longline observer data required under resolution C-19-08 and a preliminary assessment of data reliability for estimating

- total catch for bycatch species in the eastern Pacific Ocean. *10th Meeting of the IATTC Working Group on Bycatch, 5 May 2021, La Jolla, California, USA. Document BYC-10 INF-D, 22.*
- Griffiths, S.P., Lezama-Ochoa, N., 2021. A 40-year chronology of spinytail devil ray (*Mobula mobular*) vulnerability to eastern Pacific tuna fisheries and options for future conservation and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **31**, 2910–2925.
- Griffiths, S.P., Fuller, L.M., Potts, J., Nicol, S., 2022. Vulnerability assessment of sharks caught in eastern Pacific Ocean pelagic fisheries using the EASI-Fish approach. *13th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 16-20 May 2022, La Jolla, California, USA. Document SAC-13-11, 80.*
- Gulak, S.J.B., De Ron Santiago, A.J., Carlson, J.K., 2015. Hooking mortality of scalloped hammerhead *Sphyrna lewini* and great hammerhead *Sphyrna mokarran* sharks caught on bottom longlines. *African Journal of Marine Science* **37**, 267-273.
- Guttridge, T.L., Müller, L., Keller, B.A., Bond, M.E., Grubbs, R.D., Winram, W., Howey, L.A., Frazier, B.S., Gruber, S.H., 2022. Vertical space use and thermal range of the great hammerhead (*Sphyrna mokarran*), (Rüppell, 1837) in the western North Atlantic. *Journal of Fish Biology* **101**, 797-810.
- Guzman, H.M., Cipriani, R., Vega, A.J., Morales-Saldaña, J.M., 2020. Fisheries and conservation assessment of sharks in Pacific Panama. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **30**, 315-330.
- Hall, M., Roman, M., 2013. Bycatch and non-tuna catch in the tropical tuna purse seine fisheries of the world. *FAO fisheries and aquaculture technical paper* **568**, 249.
- Hall, S.J., Mainprize, B., 2004. Towards ecosystem-based fisheries management. *Fish and Fisheries* **5**, 1-20.
- Harry, A.V., Macbeth, W.G., Gutteridge, A.N., Simpfendorfer, C.A., 2011. The life histories of endangered hammerhead sharks (Carcharhiniformes, Sphyrnidae) from the east coast of Australia. *Journal of Fish Biology* **78**, 2026-2051.
- Hasson, A., Farrar, J.T., Boutin, J., Bingham, F., Lee, T., 2019. Intraseasonal variability of surface salinity in the eastern tropical Pacific associated with mesoscale eddies. *Journal of Geophysical Research: Oceans* **124**, 2861-2875.
- Hazen, E.L., Scales, K.L., Maxwell, S.M., Briscoe, D.K., Welch, H., Bograd, S.J., Bailey, H., Benson, S.R., Eguchi, T., Dewar, H., Kohin, S., Costa, D.P., Crowder, L.B., Lewison, R.L., 2018. A dynamic ocean management tool to reduce bycatch and support sustainable fisheries. *Science Advances* **4**, earr3001.
- Hernández, H.S., Valdez Flores, J., 2016. Colima. In: Castillo Géniz, J. L., Tovar Ávila, J. (Eds.), *Tiburones Mexicanos de Importancia Pesquera en la CITES*. Instituto Nacional de Pesca, México, pp. 46–48.
- Hutchinson, M., Justel-Rubio, A., Restrepo, V., 2020. At-sea tests of releasing sharks from the net of a tuna purse seiner in the Atlantic Ocean. *Collective Volume of Scientific Papers of the ICCAT* **76**, 61-72.
- Hutchinson, M., Siders, Z., Stahl, J., Bigelow, K., 2021. *Quantitative estimates of post-release survival rates of sharks captured in Pacific tuna longline fisheries reveal handling and discard practices that improve survivorship*. Pacific Islands Fisheries Science Center Data Report DR-21-001, National Oceanic and Atmospheric Administration, Honolulu, USA.
- Hutchinson, M.R., Itano, D.G., Muir, J.A., Holland, K.N., 2015. Post-release survival of juvenile silky sharks captured in a tropical tuna purse seine fishery. *Marine Ecology Progress Series* **521**, 143-154.
- Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC), 2003. *Convention for the strengthening of the Inter-American Tropical Tuna Commission established by the 1949 Convention between the United States of America and the Republic of Costa Rica ("Antigua Convention")*. Inter-American Tropical Tuna Commission, La Jolla, CA.

- Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC), 2014. A collaborative attempt to conduct a stock assessment for the silky shark in the eastern Pacific Ocean (1993-2010): update report. *5th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 12-16 May 2014, La Jolla, California, USA. Document SAC-05 INF-F.*
- Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC), 2023. The tuna fishery in the eastern Pacific Ocean in 2022. *14th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 15-19 May 2020, La Jolla, California, USA. Document SAC-14-03.*
- International Scientific Committee for Tuna and Tuna-Like Species in the North Pacific Ocean (ISC), 2018. Stock assessment of shortfin mako shark in the north Pacific Ocean through 2016. *18th Meeting of the International Scientific Committee on Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean (ISC), 11-16 July, 2018, Yeosu, Republic of Korea.*
- International Scientific Committee for Tuna and Tuna-Like Species in the North Pacific Ocean (ISC), 2022. Stock assessment and future projections of blue sharks in the north Pacific Ocean through 2020. *22nd Meeting of the International Scientific Committee on Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean (ISC), 12-18 July, 2022, Kona, U.S.A.*
- Jaramillo Torres, A.P., 2022. *Estudio de las pesquerías de dos especies de tiburón martillo *Sphyrna zygaena* y *Sphyrna lewini* mediante los desembarques obtenidos durante el periodo 2007-2019 en los principales puertos pesqueros de la provincia de Manabí, Ecuador.* Universidad Central del Ecuador, Quito, Ecuador, p. 64.
- Joung, S.-J., Chen, C.-T., Lee, H.-H., Liu, K.-M., 2008. Age, growth, and reproduction of silky sharks, *Carcharhinus falciformis*, in northeastern Taiwan waters. *Fisheries Research* **90**, 78-85.
- Kenchington, T.J., 2014. Natural mortality estimators for information-limited fisheries. *Fish and Fisheries* **15**, 533-562.
- Kitchell, J.F., Essington, T.E., Boggs, C.H., Schindler, D.E., Walters, C.J., 2002. The role of sharks and longline fisheries in a pelagic ecosystem of the Central Pacific. *Ecosystems* **5**, 202-216.
- Kraft, D.W., 2020. *Conservation Genetics of Sharks*. Marine Biology (Ecology, Evolution and Conservation Biology) University of Hawai'i, Manoa, Hawai'i, p. 91.
- Lee, H.-H., Maunder, M.N., Piner, K.R., Methot, R.D., 2012. Can steepness of the stock-recruitment relationship be estimated in fishery stock assessment models? *Fisheries Research* **125**, 254-261.
- López-Angarita, J., Villate-Moreno, M., Díaz, J.M., Cubillos-M, J.C., Tilley, A., 2021a. Identifying nearshore nursery habitats for sharks and rays in the Eastern Tropical Pacific from fishers' knowledge and landings. *Ocean & Coastal Management* **213**, 105825.
- López-Angarita, J., Villate, M., Díaz, J.M., Cubillos, J.C., Tilley, A., 2021b. Identifying nearshore nursery habitats for sharks in the Eastern Tropical Pacific from fisheries landings and interviews. *bioRxiv*, 2021.2002.2003.429561.
- López-Martínez, J., Cabanilla-Carpio, C., Ruiz Choez, W., Arzola-Sotelo, E.A., 2020. Interannual variability of distribution, abundance and population dynamics of the smooth hammerhead *Sphyrna zygaena* (Linnaeus, 1758) in the central-southeast Pacific Ocean. *Journal of Fish Biology* **97**, 341-353.
- Lopez, J., Román, M.H., Lennert-Cody, C., Maunder, M.N., Aires-Da-Silva, A., Vogel, N., 2021. Floating-object fishery indicators: a 2019 report. *5th Meeting of the Ad-Hoc Permanent Working Group on FADs for the IATTC, 6-7 May 2021, La Jolla, California. Document FAD-05 INF-A*, 31.
- Macdonald, C., Jerome, J., Pankow, C., Perni, N., Black, K., Shiffman, D., Wester, J., 2021. First identification of probable nursery habitat for critically endangered great hammerhead *Sphyrna mokarran* on the Atlantic Coast of the United States. *Conservation Science and Practice* **3**, e418.

- Martínez-Ortiz, J., Aires-Da-Silva, A.M., Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N., 2015. The Ecuadorian artisanal fishery for large pelagics: species composition and spatio-temporal dynamics. *PLoS One* **10**, e0135136.
- Martínez, P.B., Pizarro, A.G., Cortés, D.D., Opazo, S.M., Pérez, H.M., Troncoso, F.C., Mieres, L.C., Ortega Carrasco, J.C., 2017. Informe Final. Seguimiento Pesquerías Recursos Altamente Migratorios, 2016. *Instituto de Fomento Pesquero, Chile*.
- Mason, J.G., Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J.C., Crowder, L.B., Ardoin, N.M., 2020. Fishers' solutions for hammerhead shark conservation in Peru. *Biological Conservation* **243**, 108460.
- Methot, R.D., Wetzel, C.R., 2013. Stock synthesis: a biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. *Fisheries Research* **142**, 86-99.
- Millar, R.B., Fryer, R.J., 1999. Estimating the size-selection curves of towed gears, traps, nets and hooks. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **9**, 89-116.
- Milner-Gulland, E.J., Garcia, S., Arlidge, W., Bull, J., Charles, A., Dagorn, L., Fordham, S., Graff Zivin, J., Hall, M., Shrader, J., Vestergaard, N., Wilcox, C., Squires, D., 2018. Translating the terrestrial mitigation hierarchy to marine megafauna by-catch. *Fish and Fisheries* **19**, 547-561.
- Moreno, C.A., Arata, J.A., Rubilar, P., Hucke-Gaete, R., Robertson, G., 2006. Artisanal longline fisheries in southern Chile: lessons to be learned to avoid incidental seabird mortality. *Biological Conservation* **127**, 27-36.
- Musyl, M.K., Brill, R.W., Boggs, C.H., Curran, D.S., Kazama, T.K., Seki, M.P., 2003. Vertical movements of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) associated with islands, buoys, and seamounts near the main Hawaiian Islands from archival tagging data. *Fisheries Oceanography* **12**, 152-169.
- Musyl, M.K., Brill, R.W., Curran, D.S., Fragoso, N.M., Mcnaughton, L.M., Nielsen, A., Kikkawa, B.S., Moyes, C.D., 2011. Postrelease survival, vertical and horizontal movements, and thermal habitats of five species of pelagic sharks in the central Pacific Ocean. *Fishery Bulletin* **109**, 341-368.
- Musyl, M.K., Gilman, E.L., 2018. Post-release fishing mortality of blue (*Prionace glauca*) and silky shark (*Carcharhinus falciformes*) from a Palauan-based commercial longline fishery. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **28**, 567-586.
- Myers, R.A., Baum, J.K., Shepherd, T.D., Powers, S.P., Peterson, C.H., 2007. Cascading effects of the loss of apex predatory sharks from a coastal ocean. *Science* **315**, 1846-1850.
- Nava Nava, P., Márquez-Farías, J.F., 2014. Size at maturity of the smooth hammerhead shark, *Sphyrna zygaena*, captured in the Gulf of California. *Hidrobiológica* **24**, 129-135.
- Oliveros-Ramos, R., Siu, S., Salaverria, S., Lennert-Cody, C.E., Aires-Dasilva, A., Maunder, M.N., 2019. Pilot study for a shark fishery sampling program in Central America. *10th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 13-17 May 2019, San Diego, California, USA. Document SAC-10-16*, 33.
- Oliveros-Ramos, R., Lennert-Cody, C.E., Siu, S., Salaverria, S., Maunder, M., Aires-Dasilva, A., Carvajal Rodríguez, J., 2020. Pilot study for a shark fishery sampling program in Central America. *11th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 11-15 May 2020, La Jolla, California, USA. Document SAC-11-13*, 59.
- Ortíz-Álvarez, C., Pajuelo, M., Grados, D., Abrego, M.E., Rebeca Barragán-Rocha, A., Barrantes, M., Cotto Sánchez, A., Fonseca, L.G., Gadea Espinal, V., Mangel, J.C., Rguez-Baron, J.M., Santidrian-Tomillo, P., Sarti, L., Santana-Hernández, H., Shillinger, G., Prado, M., Wallace, B., Williard, A.S., Zavala-Norzagaray, A.A., Alfaro-Shigueto, J., 2020. Rapid assessments of leatherback small-scale fishery bycatch in interesting areas in the eastern Pacific Ocean. *Frontiers in Marine Science* **6**.
- Oshitani, S., Nakano, H., Tanaka, S.H.O., 2003. Age and growth of the silky shark *Carcharhinus falciformis* from the Pacific Ocean. *Fisheries Science* **69**, 456-464.

- Pérez-Jiménez, J.C., Sosa-Nishizaki, O., Furlong-Estrada, E., Corro-Espinosa, D., Venegas-Herrera, A., Barragán-Cuencas, O.V., 2005. Artisanal shark fishery at "Tres Marías" islands and Isabel island in the central Mexican Pacific. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* **35**.
- Pérez-Jiménez, J.C., 2014. Historical records reveal potential extirpation of four hammerhead sharks (*Sphyrna* spp.) in Mexican Pacific waters. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **24**, 671-683.
- Phillips, B., Potts, J., Rigby, C., Allain, V., Nicol, S., Griffiths, S., 2021. Applying rapid risk assessment methods to bycatch in the WCPO. *17th Regular Session of the Scientific Committee of the Western and Central Pacific Fisheries Commission, 11–19 August 2021, Online meeting. Document WCPFC-SC17-2021/SC17-EB-IP-10*.
- Poisson, F., Filmlalter, J.D., Vernet, A.-L., Dagorn, L., 2014. Mortality rate of silky sharks (*Carcharhinus falciformis*) caught in the tropical tuna purse seine fishery in the Indian Ocean. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **71**, 795-798.
- Pons, M., Watson, J.T., Ovando, D., Andraka, S., Brodie, S., Domingo, A., Fitchett, M., Forselledo, R., Hall, M., Hazen, E.L., 2022. Trade-offs between bycatch and target catches in static versus dynamic fishery closures. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **119**, e2114508119.
- Quinn, T.J., Deriso, R.B., 1999. *Quantitative fish dynamics*. Oxford University Press, New York.
- Ramirez-Amaro, S.R., Cartamil, D., Galvan-Magaña, F., Gonzalez-Barba, G., Graham, J.B., Carrera-Fernandez, M., Escobar-Sanchez, O., Sosa-Nishizaki, O., Rochin-Alamillo, A., 2013. The artisanal elasmobranch fishery of the Pacific coast of Baja California Sur, Mexico, management implications. *Scientia Marina* **77**, 473-487.
- Ricker, W., 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada* **191**, 382.
- Rodriguez-Arana Favela, J.P., Hernández, S., González-Armas, R., Galván-Magaña, F., Tripp-Valdez, A., Hoyos-Padilla, M., Ketchum, J.T., 2022. A priority nursery area for the conservation of the scalloped hammerhead shark *Sphyrna lewini* in Mexico. *Journal of Fish Biology* **101**, 1623-1627.
- Rodríguez Matus, A., 2020. *Diversidad genética del tiburón piloto Carcharhinus falciformis (Müller y Henle, 1839) en el Pacífico Mexicano: conectividad y evidencia de filopatría.*, Marine Biology (Ecology, Evolution and Conservation Biology) Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz, Mexico, p. 63.
- Rojas, M.J., Campos, M.J., Segura, A., Mug, V.M., Campos, R., Rodríguez, O., 2000. Shark fisheries in Central America a review and update. *Uniciencia* **17**, 49-56.
- Román-Verdesoto, M., Orozco-Zöller, M., 2005. *Bycatches of sharks in the tuna purse-seine fishery of the eastern Pacific Ocean reported by observers of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1993-2004* Data Report 10. Inter-American Tropical Tuna Commission.
- Rosa, D., Coelho, R., Fernandez-Carvalho, J., Santos, M.N., 2017. Age and growth of the smooth hammerhead, *Sphyrna zygaena*, in the Atlantic Ocean: comparison with other hammerhead species. *Marine Biology Research* **13**, 300-313.
- Sánchez-De Ita, J.A., Quiñónez-Velázquez, C., Galván-Magaña, F., Bocanegra-Castillo, N., Félix-Uraga, R., 2011. Age and growth of the silky shark *Carcharhinus falciformis* from the west coast of Baja California Sur, Mexico. *Journal of Applied Ichthyology* **27**, 20-24.
- Santana-Hernandez, H., Macias-Zamora, R., Valdez-Flores, J.J., 1998. Selectividad del sistema de palangre utilizado por la flota mexicana en la zona económica exclusiva. *Ciencias Marinas* **24**, 193-210.
- Schaefer, K., Fuller, D., Castillo-Geniz, J.L., Godinez-Padilla, C.J., Dreyfus, M., Aires-Da-Silva, A., 2021. Post-release survival of silky sharks (*Carcharhinus falciformis*) following capture by Mexican flag longline fishing vessels in the northeastern Pacific Ocean. *Fisheries Research* **234**, 105779.

- Schaefer, K.M., Fuller, D.W., Aires-Da-Silva, A., Carvajal, J.M., Martínez-Ortiz, J., Hutchinson, M.R., 2019. Postrelease survival of silky sharks (*Carcharhinus falciformis*) following capture by longline fishing vessels in the equatorial eastern Pacific Ocean. *Bulletin of Marine Science* **95**, 355-369.
- Schindler, D.E., Essington, T.E., Kitchell, J.F., Boggs, C., Hilborn, R., 2002. Sharks and tunas: fisheries impacts on predators with contrasting life histories. *Ecological Applications* **12**, 735-748.
- Scott, M., Cardona, E., Scidmore-Rossing, K., Royer, M., Stahl, J., Hutchinson, M., 2022. What's the catch? Examining optimal longline fishing gear configurations to minimize negative impacts on non-target species. *Marine Policy* **143**, 105186.
- Siu, S., Aires-Da-Silva, A., 2016. An inventory of sources of data in central America on shark fisheries operating in the Eastern Pacific Ocean. Metadata report. *7th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 9-13 May 2016, La Jolla, California. Document SAC-07-06b(ii)*.
- Smith, W.D., Bizzarro, J.J., Cailliet, G.M., 2009. The artisanal elasmobranch fishery on the east coast of Baja California, Mexico: Characteristics and management considerations. *Ciencias Marinas* **35**, 209-236.
- Sosa-Nishizaki, O., García-Rodríguez, E., Morales-Portillo, C.D., Pérez-Jiménez, J.C., Rodríguez-Medrano, M.C., Bizzarro, J.J., Castillo-Géniz, J.L., 2020. Fisheries interactions and the challenges for target and nontargeted take on shark conservation in the Mexican Pacific. *Advances in Marine Biology* **85**, 39-69.
- Stevens, J.D., Lyle, J.M., 1989. Biology of three hammerhead sharks (*Eusphyra blochii*, *Sphyrna mokarran* and *S. lewini*) from Northern Australia. *Marine and Freshwater Research* **40**, 129-146.
- Tewfik, A., Babcock, E.A., Phillips, M., Moreira-Ramírez, J.F., Polanco, F., Marroquin, J., Castillo, M., Auil Gomez, N., McNab, R., 2022. Simple length-based approaches offer guidance for conservation and sustainability actions in two Central American small-scale fisheries. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **32**, 1372-1392.
- Then, A.Y., Hoenig, J.M., Hall, N.G., Hewitt, D.A., 2015. Evaluating the predictive performance of empirical estimators of natural mortality rate using information on over 200 fish species. *ICES Journal of Marine Science* **72**, 82-92.
- Tovar-Ávila, J., Gallegos-Camacho, R., 2014. Oldest estimated age for *Sphyrna mokarran* (Carcharhiniformes: Sphyrnidae) in the Mexican Pacific. *Hidrobiológica* **24**, 163-165.
- Tsai, W.-P., Wu, J.-R., Yan, M.-Z., Liu, K.-M., 2018. Assessment of biological reference points for management of the smooth hammerhead shark, *Sphyrna zygaena*, in the Northwest Pacific Ocean. *Journal of the Fisheries Society of Taiwan* **45**, 29-41.
- Wang, Y., Liu, J., Liu, H., Lin, P., Yuan, Y., Chai, F., 2021. Seasonal and interannual variability in the sea surface temperature front in the eastern Pacific Ocean. *Journal of Geophysical Research: Oceans* **126**, e2020JC016356.
- Zanella, I., López-Garro, A., 2015. Abundancia, reproducción y tallas del tiburón martillo *Sphyrna lewini* (Carcharhiniformes: Sphyrnidae) en la pesca artesanal de Golfo Dulce, Pacífico de Costa Rica. *Revista de biología tropical* **63**, 307-317.
- Zanella, I., López-Garro, A., Cure, K., 2019. Golfo Dulce: critical habitat and nursery area for juvenile scalloped hammerhead sharks *Sphyrna lewini* in the Eastern Tropical Pacific Seascape. *Environmental Biology of Fishes* **102**, 1291-1300.

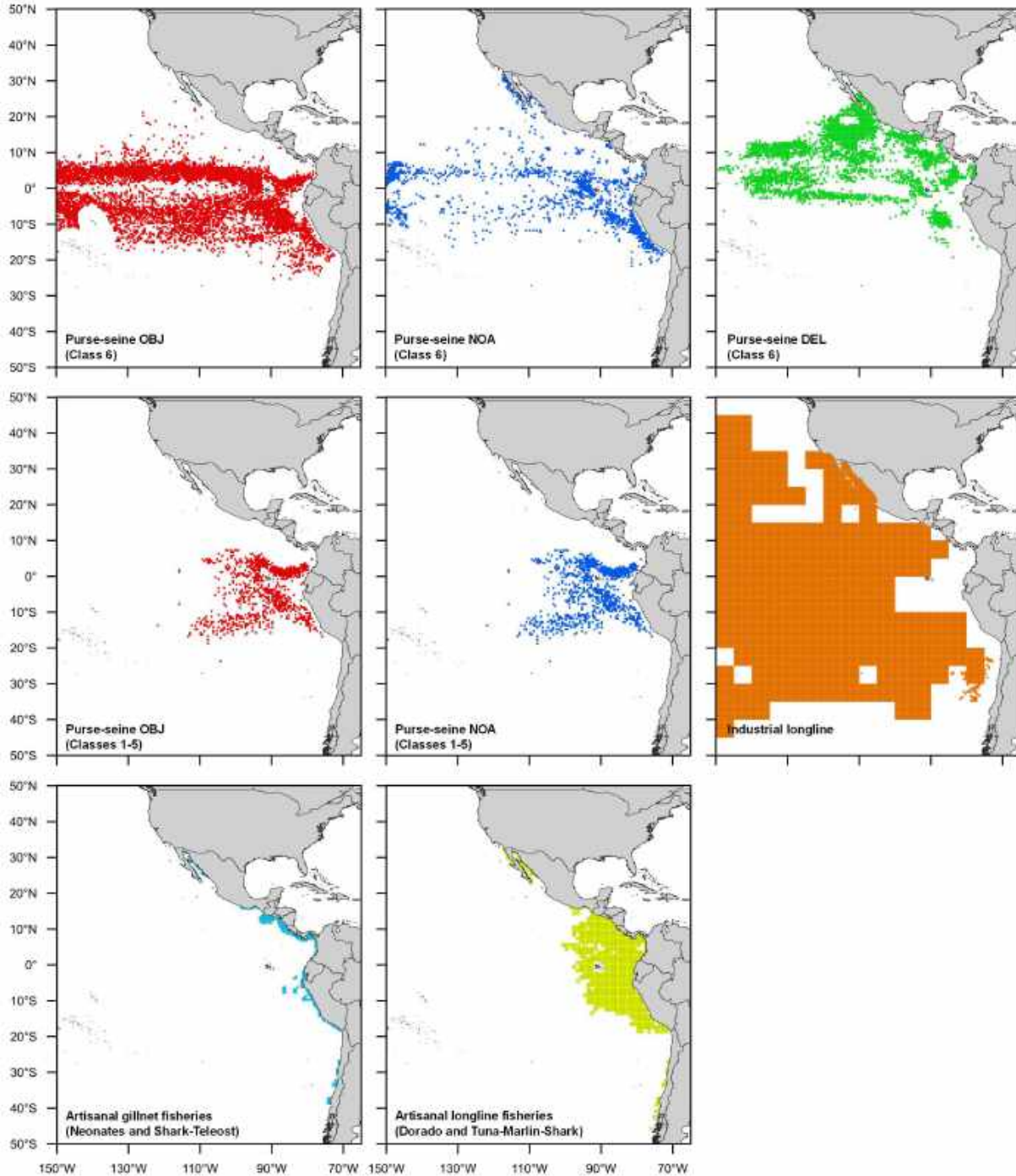


FIGURE 1. Maps showing the distribution of fishing effort (at $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ resolution; $5^\circ \times 5^\circ$ and $1^\circ \times 1^\circ$ for the industrial longline fishery) by eight fisheries in the eastern Pacific Ocean in 2019. Set types for the purse-seine fisheries are: i) sets associated with floating objects (OBJ), ii) sets on unassociated schools of tuna (NOA), and iii) sets associated with dolphins (DEL).

FIGURA 1. Mapas que muestran la distribución del esfuerzo de pesca (en resolución de $0.5^\circ \times 0.5^\circ$; $5^\circ \times 5^\circ$ y $1^\circ \times 1^\circ$ para la pesquería palangrera industrial) por ocho pesquerías en el Océano Pacífico oriental en 2019. Los tipos de lance para las pesquerías de cerco son: i) lances asociados a objetos flotantes (OBJ), ii) lances sobre atunes no asociados (NOA), y iii) lances asociados a delfines (DEL).

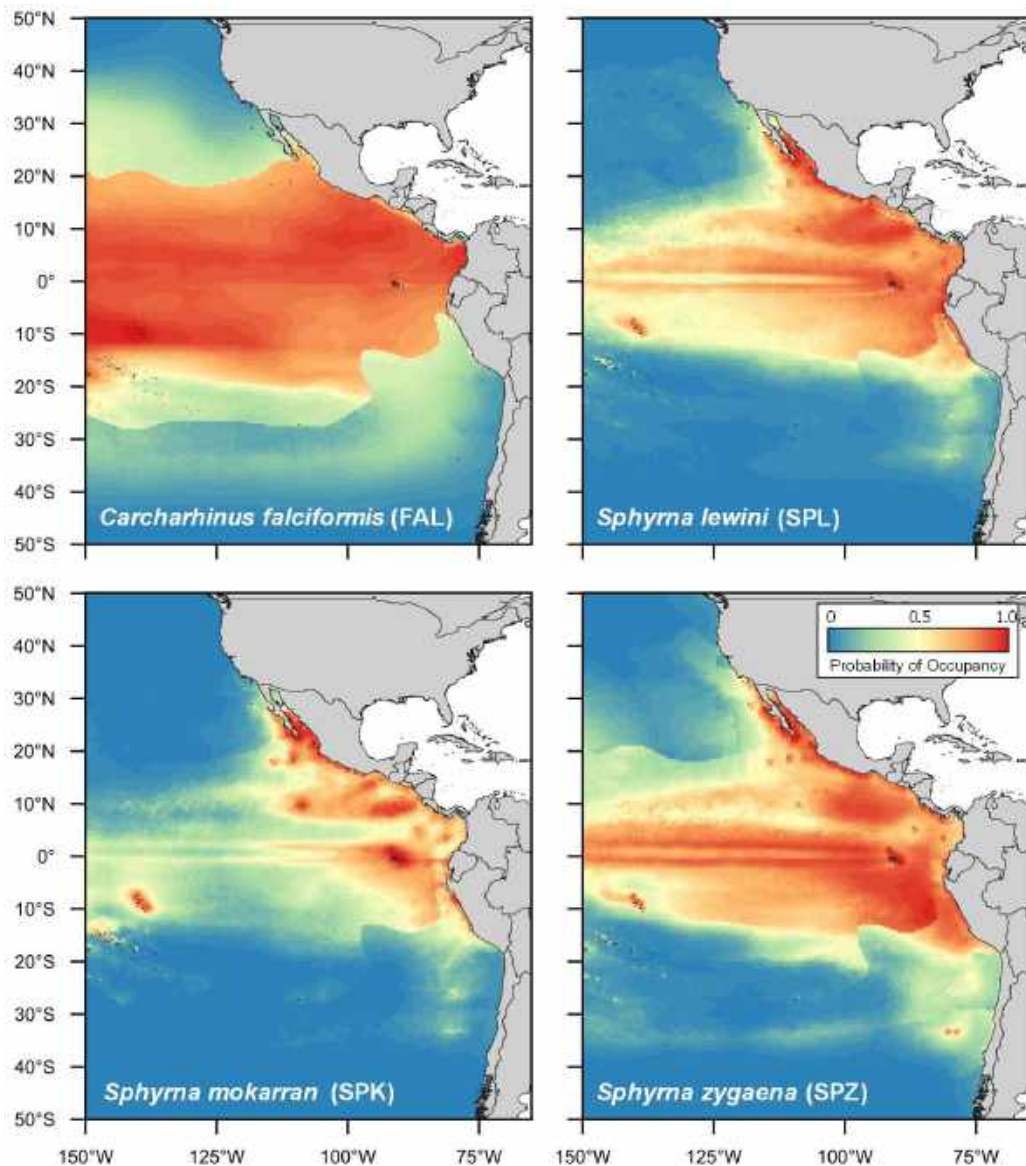


FIGURE 2. Maps showing the predicted distributions of silky shark (*Carcharhinus falciformis*; FAL), scalloped hammerhead (*Sphyrna lewini*; SPL), great hammerhead (*S. mokarran*; SPK), and smooth hammerhead (*S. zygaena*; SPZ) caught in eastern Pacific Ocean pelagic fisheries modelled using presence-only data in an ensemble of species distribution models (for details see Griffiths *et al.*, 2022). Colored gradient bar in legend shows probability of occupancy (ψ) for each species in $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ cells.

FIGURA 2. Mapas que muestran las distribuciones predichas de tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*; FAL), cornuda común (*Sphyrna lewini*; SPL), cornuda gigante (*S. mokarran*; SPK), y smooth cornuda cruz (*S. zygaena*; SPZ) capturados en las pesquerías pelágicas del Océano Pacífico oriental, modeladas usando datos de presencia únicamente en un conjunto de modelos de distribución de especies (ver detalles en Griffiths *et al.*, 2022). La barra de gradiente de colores en la leyenda muestra la probabilidad de ocupación (ψ) de cada especie en celdas de $0.5^\circ \times 0.5^\circ$.

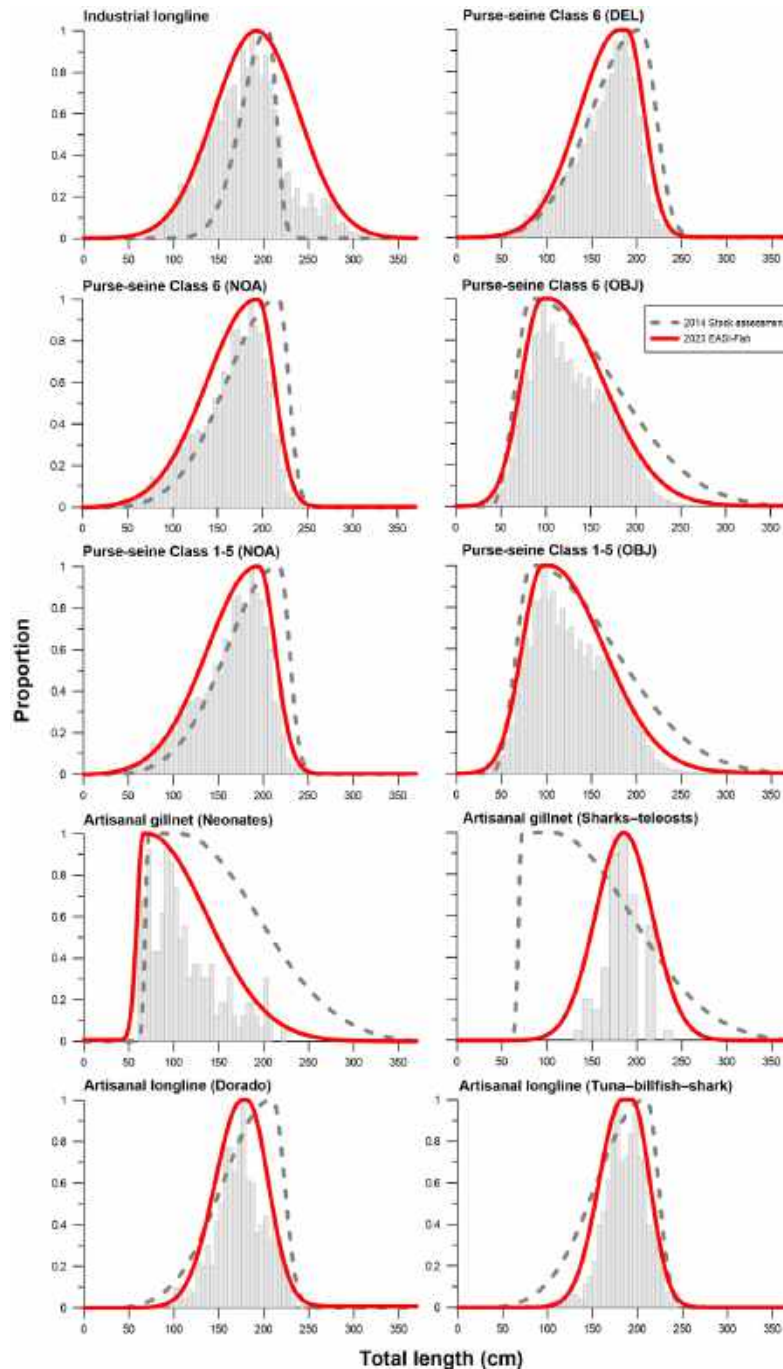


FIGURE 3. Selectivity curves for silky shark (*Carcharhinus falciformis*) for each of the 10 pelagic fisheries in the eastern Pacific Ocean that were used in the 2014 stock assessment (IATTC, 2014) (dashed lines) and the present study (red lines), which were based on the best available length-frequency data (grey bars) (data sources shown in Appendix 2).

FIGURA 3. Curvas de selectividad para el tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*) para cada una de las 10 pesquerías pelágicas en el Océano Pacífico oriental que se utilizaron en la evaluación de la población de 2014 (CIAT, 2014) (líneas punteadas) y en el presente estudio (líneas rojas), que se basaron en los mejores datos disponibles de frecuencia de talla (barras grises) (las fuentes de datos se muestran en el Anexo 2).

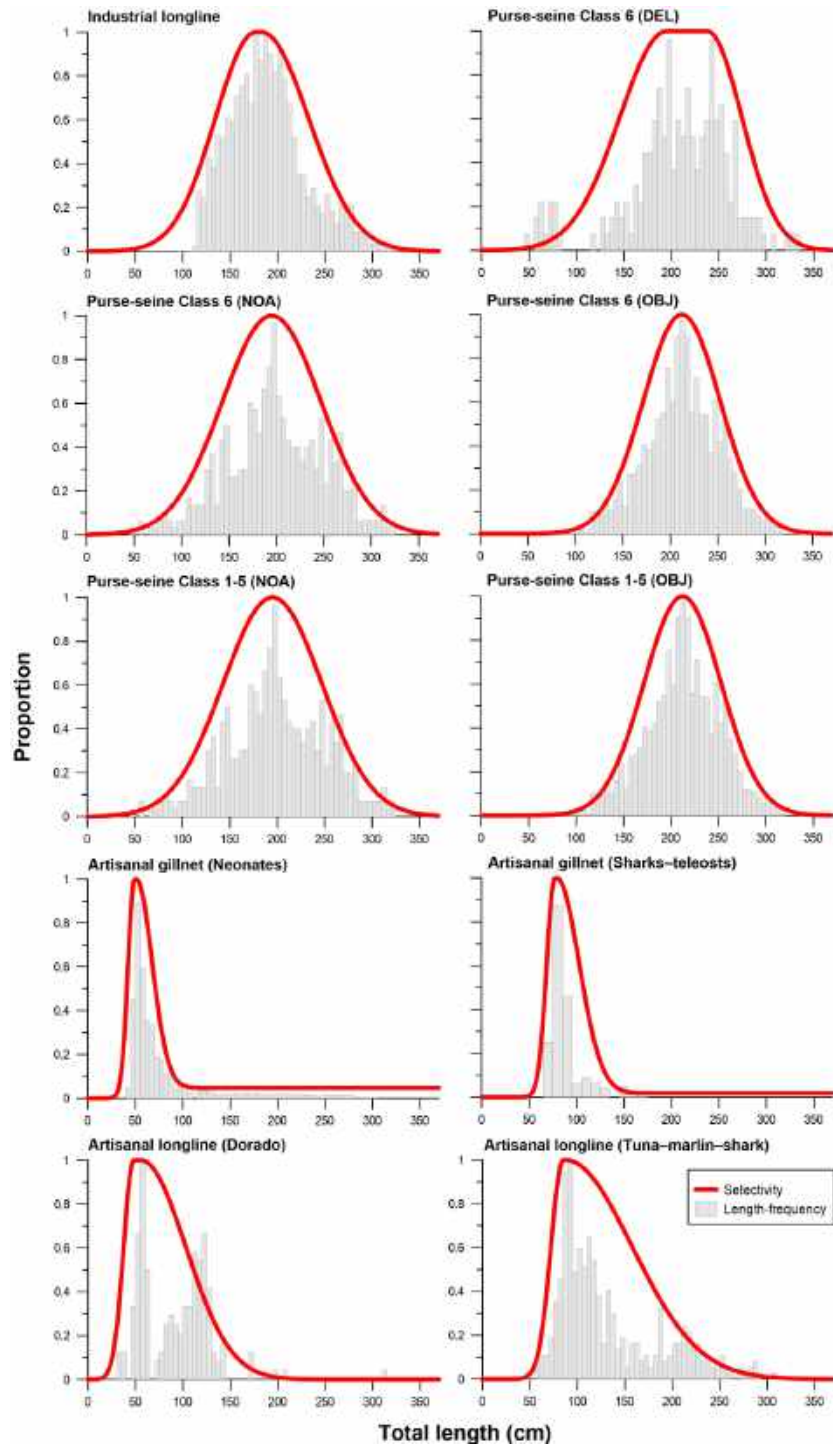


FIGURE 4. Selectivity curves for scalloped hammerhead (*Sphyrna lewini*) for each of the 10 pelagic fisheries in the eastern Pacific Ocean that were used in the EASI-Fish assessment (red lines), which were based on the best available length-frequency data (grey bars) (data sources shown in Appendix 2).

FIGURA 4. Curvas de selectividad para la cornuda común (*Sphyrna lewini*) para cada una de las 10 pesquerías pelágicas en el Océano Pacífico oriental que se utilizaron en la evaluación EASI-Fish (líneas rojas), que se basaron en los mejores datos disponibles de frecuencia de talla (barras grises) (las fuentes de datos se muestran en el Anexo 2).

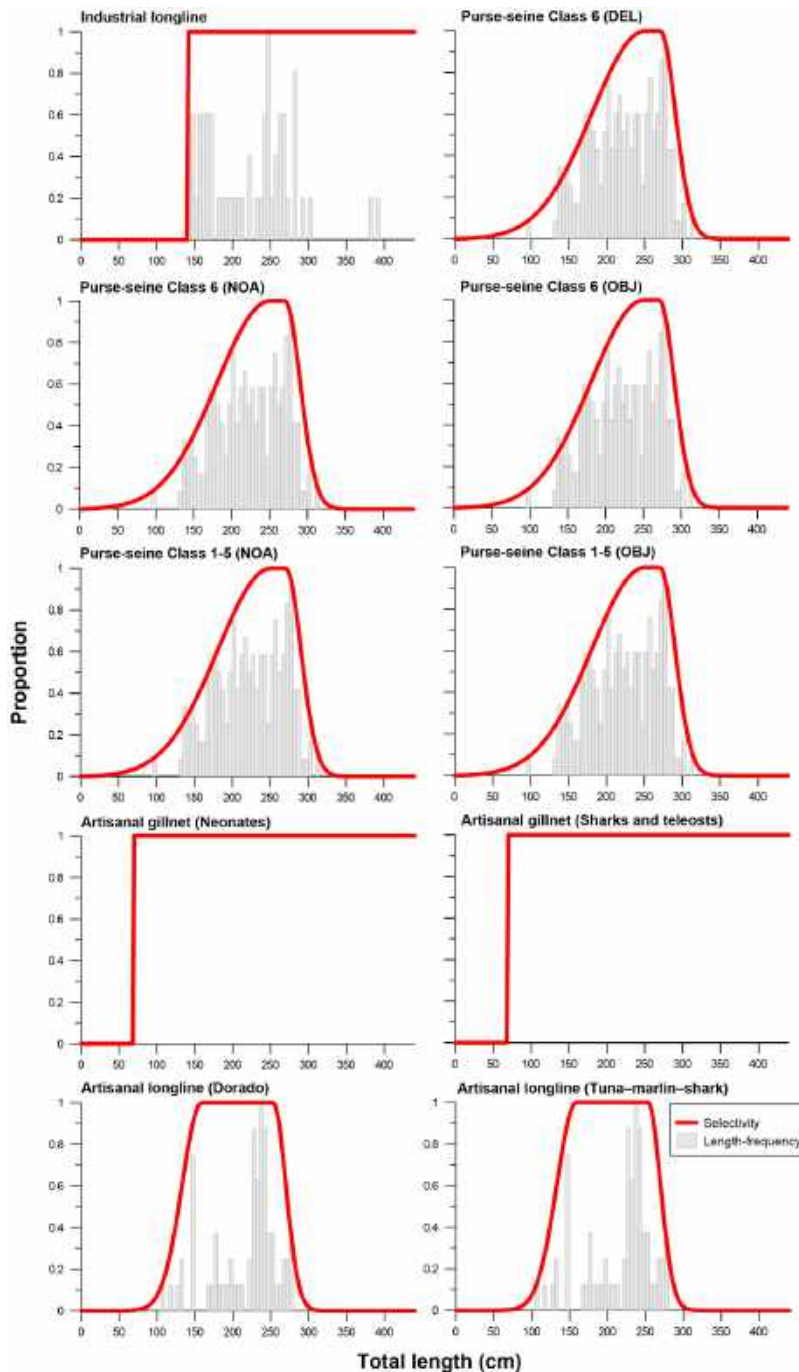


FIGURE 5. Selectivity curves for the great hammerhead (*Sphyrna mokarran*) for each of the 10 pelagic fisheries in the eastern Pacific Ocean that were used in the EASI-Fish assessment (red lines), which were based on the best available length-frequency data (grey bars) (data sources shown in Appendix 2).

FIGURA 5. Curvas de selectividad para la cornuda gigante (*Sphyrna mokarran*) para cada una de las 10 pesquerías pelágicas en el Océano Pacífico oriental que se utilizaron en la evaluación EASI-Fish (líneas rojas), que se basaron en los mejores datos disponibles de frecuencia de talla (barras grises) (las fuentes de datos se muestran en el Anexo 2).

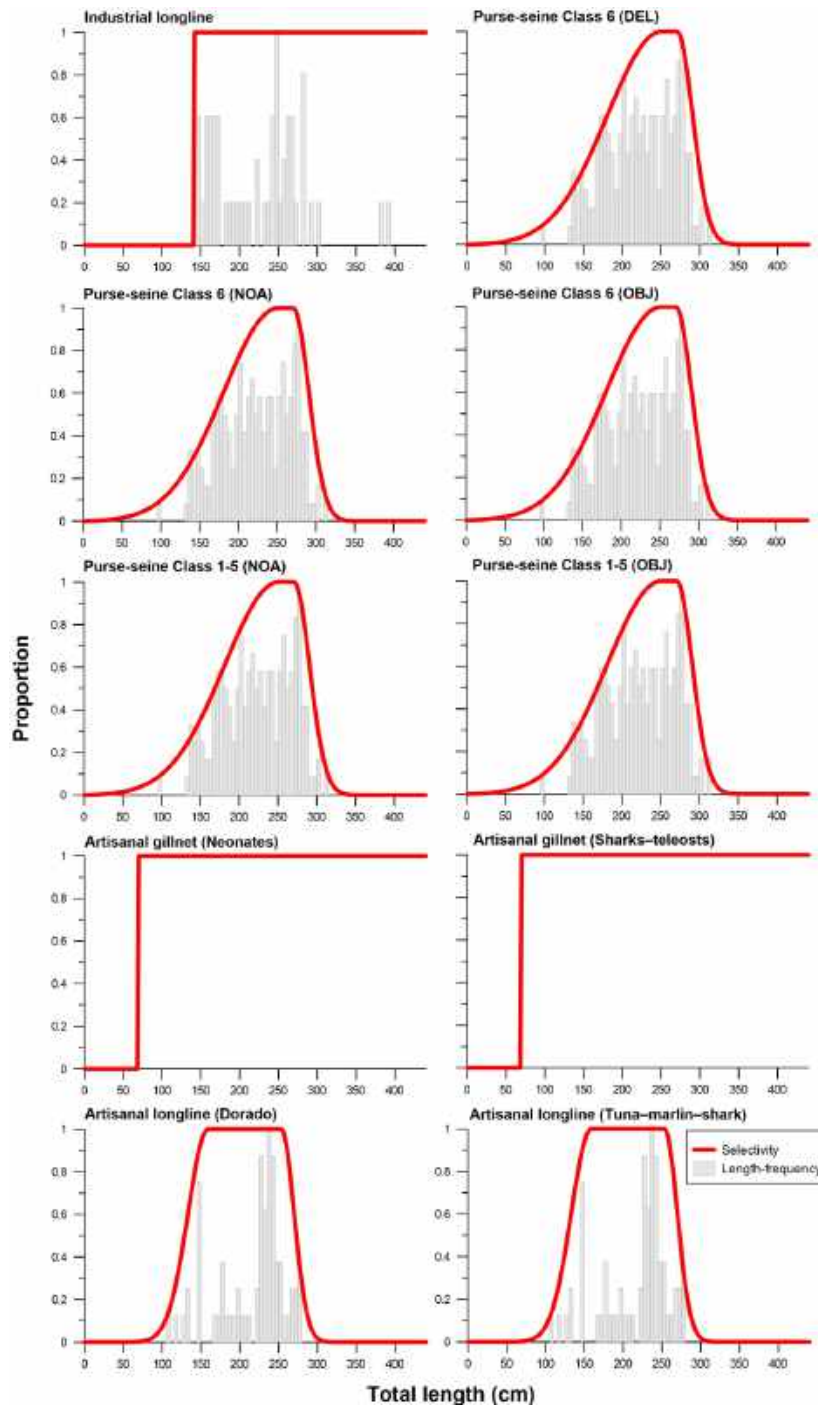


FIGURE 6. Selectivity curves for the smooth hammerhead (*Sphyrna zygaena*) for each of the 10 pelagic fisheries in the eastern Pacific Ocean that were used in the EASI-Fish assessment (red lines), which were based on the best available length-frequency data (grey bars) (data sources shown in Appendix 2).

FIGURA 6. Curvas de selectividad para la cornuda cruz (*Sphyrna zygaena*) para cada una de las 10 pesquerías pelágicas en el Océano Pacífico oriental que se utilizaron en la evaluación EASI-Fish (líneas rojas), que se basaron en los mejores datos disponibles de frecuencia de talla (barras grises) (las fuentes de datos se muestran en el Anexo 2).

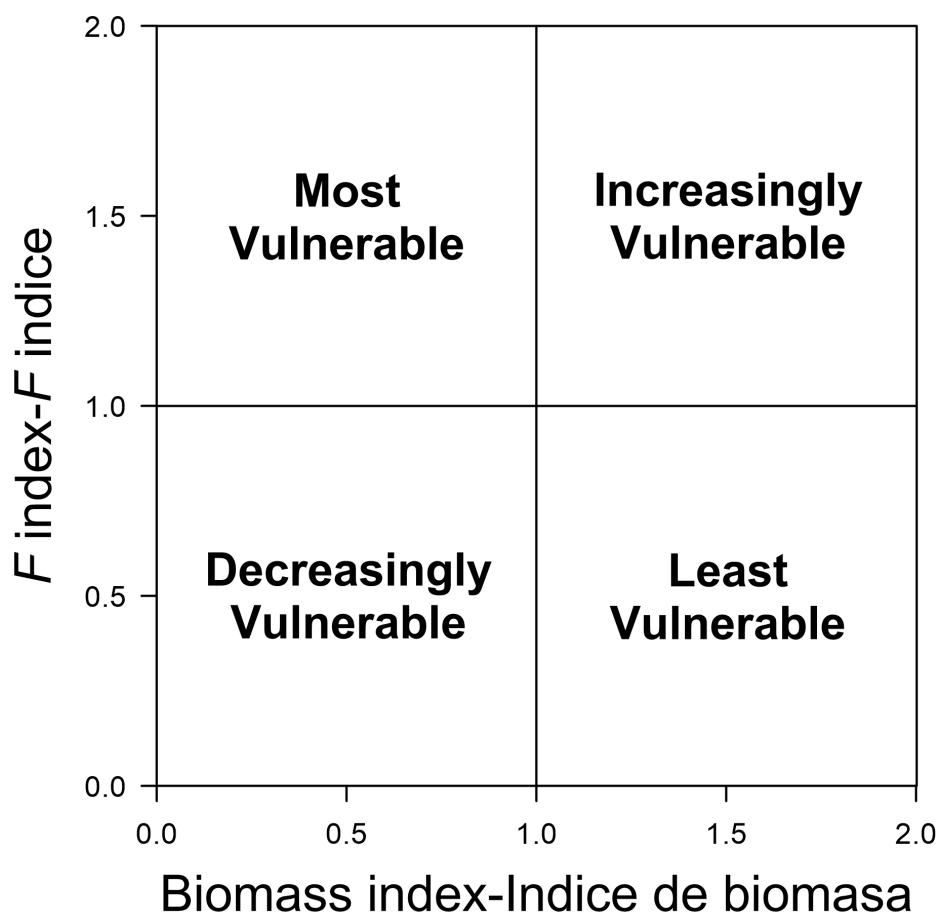


FIGURE 7. Phase plot illustrating how vulnerability status was defined for the shark species assessed using $F_{40\%}$ and $SBR_{40\%}$ from the EASI-Fish model as a reference point on the x and y axis, respectively. Vulnerability was defined by its position within one of four quadrants in the phase plot as: “Least vulnerable” ($\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} < 1$ and $SBR_{2019}/SBR_{40\%} > 1$), “Increasingly vulnerable” ($\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} > 1$ and $SBR_{2019}/SBR_{40\%} > 1$), “Most vulnerable” ($\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} > 1$ and $SBR_{2019}/SBR_{40\%} < 1$), and “Decreasingly vulnerable” ($\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} < 1$ and $SBR_{2019}/SBR_{40\%} < 1$). Maximum axis limits of 2.0 are for illustrative purposes only.

FIGURA 7. Gráfica de fase que ilustra cómo se definió el estado de vulnerabilidad para las especies de tiburones evaluadas utilizando $F_{40\%}$ y $SBR_{40\%}$ del modelo EASI-Fish como punto de referencia en los ejes ‘x’ y ‘y’, respectivamente. La vulnerabilidad fue definida por su posición dentro de uno de los cuatro cuadrantes en la gráfica de fase como: “Menos vulnerable” ($\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} < 1$ y $SBR_{2019}/SBR_{40\%} > 1$), “Cada vez más vulnerable” ($\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} > 1$ y $SBR_{2019}/SBR_{40\%} > 1$), “Más vulnerable” ($\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} > 1$ y $SBR_{2019}/SBR_{40\%} < 1$), y “Cada vez menos vulnerable” ($\tilde{F}_{2019}/F_{40\%} < 1$ y $SBR_{2019}/SBR_{40\%} < 1$). Los límites máximos de los ejes de 2.0 tienen un propósito ilustrativo únicamente.

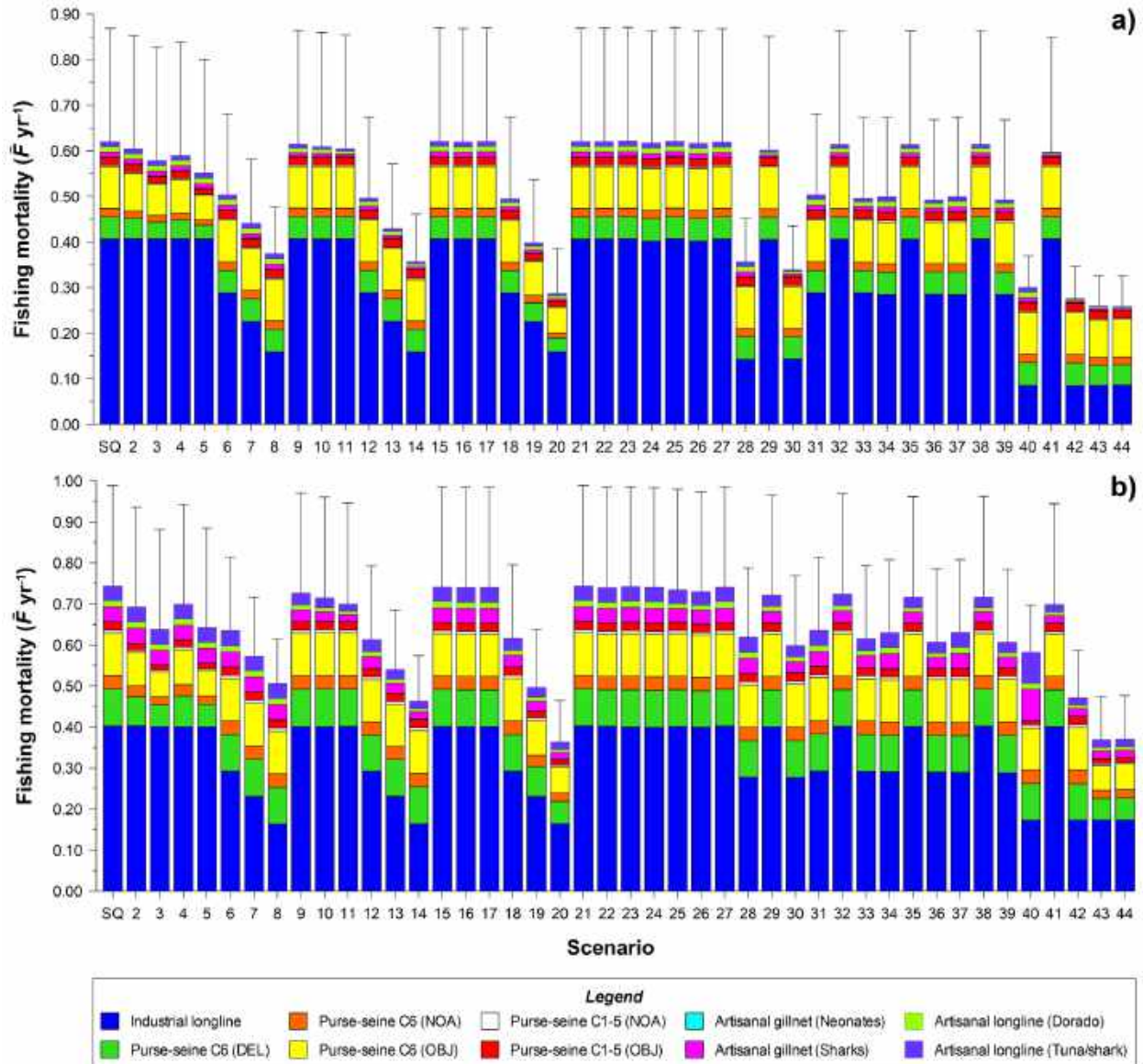


FIGURE 8. Mean (\pm 95% confidence intervals) fishing mortality proxy for a) silky shark (*Carcharhinus falciformis*), b) scalloped hammerhead (*Sphyrna lewini*), c) great hammerhead (*S. mokarran*), and d) smooth hammerhead (*S. zygaena*) estimated by EASI-Fish for the status quo scenario in 2019 (\tilde{F}_{2019}) and for each of the 43 scenarios simulating hypothetical management measures (see Table 5 for descriptions) for pelagic fisheries in the eastern Pacific Ocean. Bars are disaggregated by the contribution to \tilde{F}_{2019} by each fishery.

FIGURA 8. Media (intervalos de confianza de $\pm 95\%$) de la mortalidad por pesca sustituta para a) tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*), b) cornuda común (*Sphyrna lewini*), c) cornuda gigante (*S. mokarran*) y d) cornuda cruz (*S. zygaena*) estimada por EASI-Fish para el escenario de *statu quo* en 2019 (\tilde{F}_{2019}) y para cada uno de los 43 escenarios que simulan medidas de ordenación hipotéticas (ver la Tabla 5 para las descripciones) para las pesquerías pelágicas en el Océano Pacífico oriental. Las barras están divididas por la contribución a \tilde{F}_{2019} de cada pesquería.

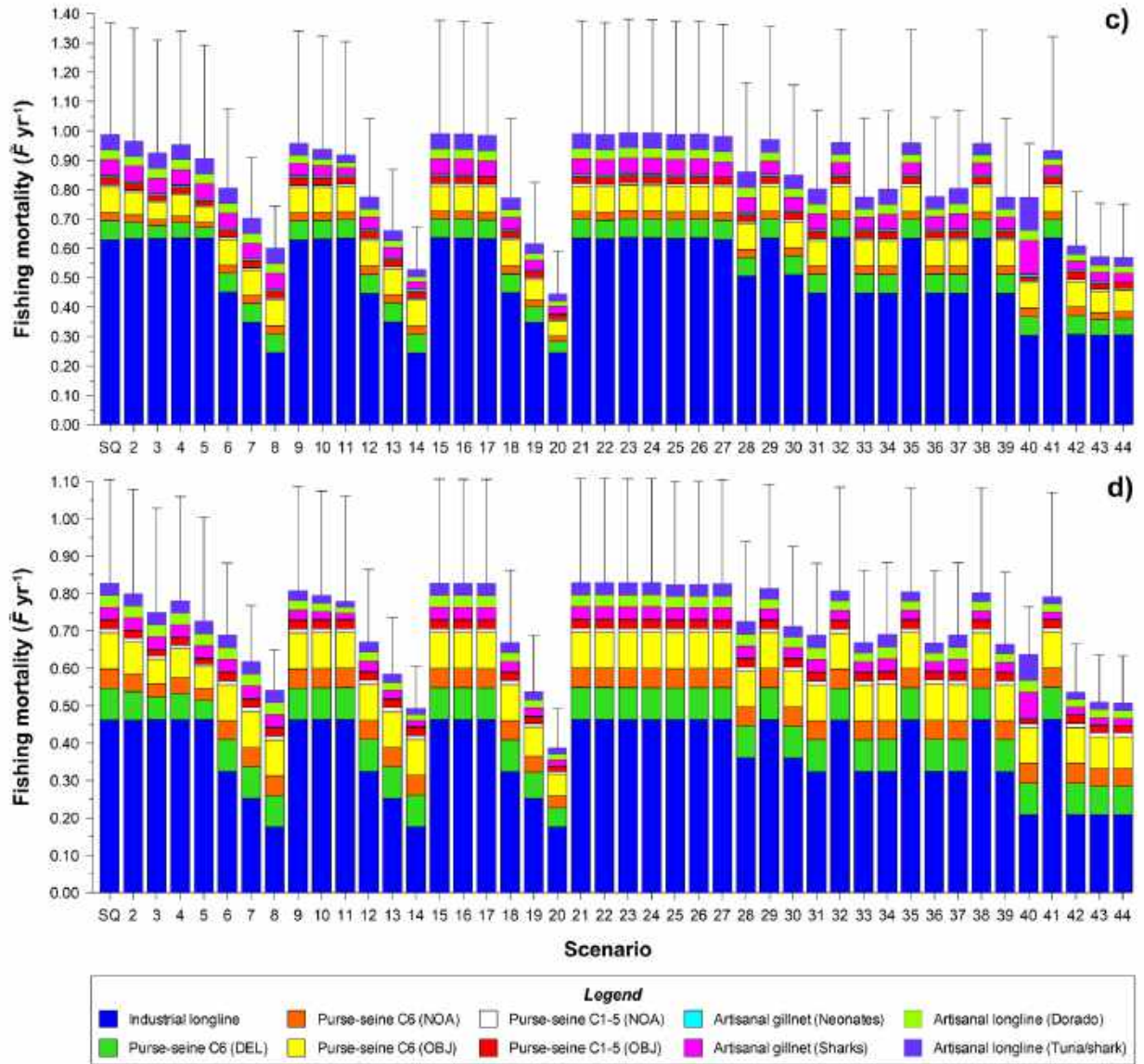


FIGURE 8. Continued.

FIGURE 8. Continuación.

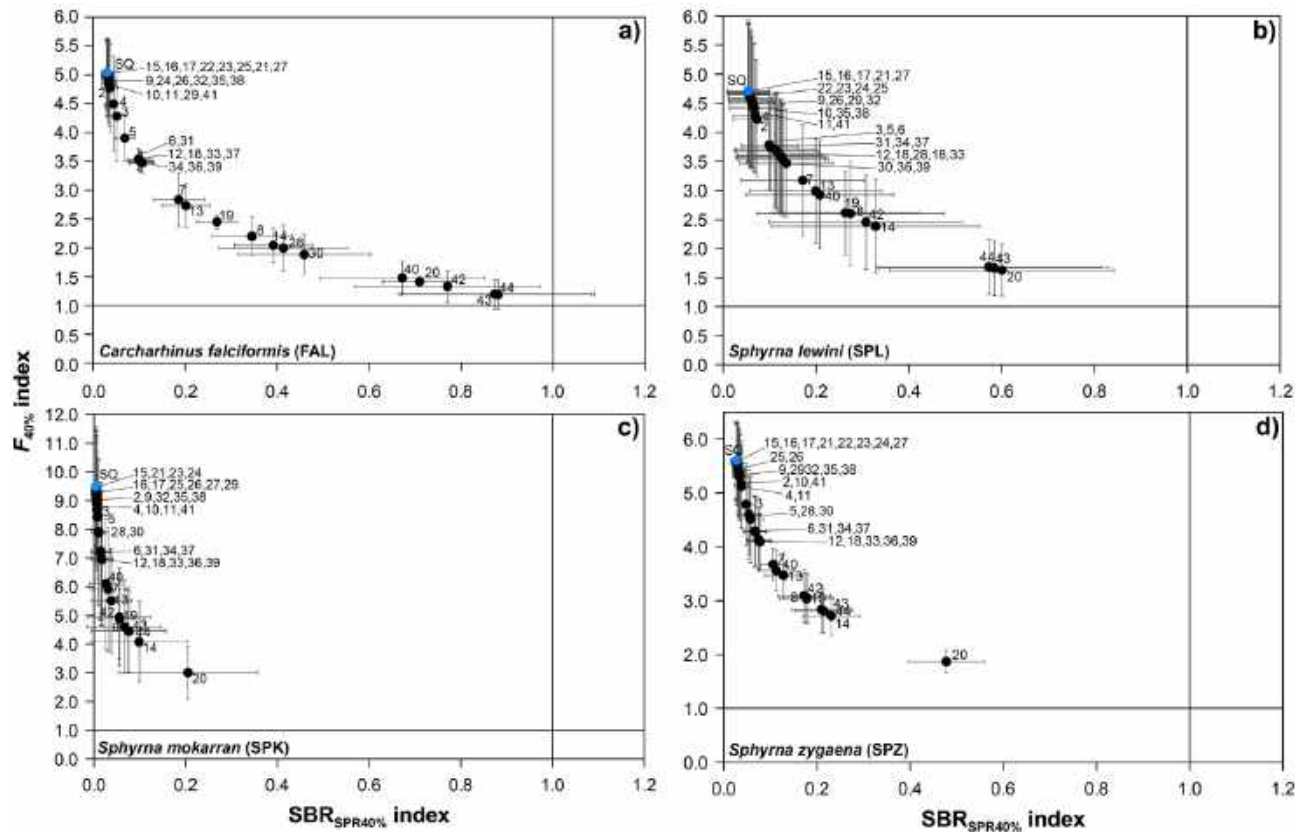


FIGURE 9. Vulnerability phase plots showing the relative vulnerability of a) silky shark (*Carcharhinus falciformis*), b) scalloped hammerhead (*Sphyrna lewini*), c) great hammerhead (*S. mokarran*), and d) smooth hammerhead (*S. zygaena*) estimated by EASI-Fish for the status quo scenario in 2019 (\tilde{F}_{2019}) (blue symbol) and 43 scenarios simulating hypothetical management measures (see Table 5 for descriptions) for pelagic fisheries in the eastern Pacific Ocean. Vulnerability status is depicted by the mean (\pm 95% confidence intervals) estimate of the biological reference points $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$ and $SBR_{2019}/SBR_{40\%}$. Labels adjacent to symbols denote scenarios defined in Table 4. Vulnerability status values for each species are provided in Table 5.

FIGURE 9. Gráficas de fase de vulnerabilidad que muestran la vulnerabilidad relativa de a) tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*), b) cornuda común (*Sphyrna lewini*), c) cornuda gigante (*S. mokarran*) y d) cornuda cruz (*S. zygaena*) estimada por EASI-Fish para el escenario de statu quo en 2019 (\tilde{F}_{2019}) (símbolo azul) y 43 escenarios que simulan medidas de ordenación hipotéticas (ver la Tabla 5 para las descripciones) para las pesquerías pelágicas en el Océano Pacífico oriental. El estado de vulnerabilidad se representa mediante la estimación media (intervalos de confianza de \pm 95%) de los puntos de referencia biológicos $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$ y $SBR_{2019}/SBR_{40\%}$. Las etiquetas adyacentes a los símbolos denotan los escenarios definidos en la Tabla 4. Los valores del estado de vulnerabilidad de cada especie figuran en la Tabla 5.

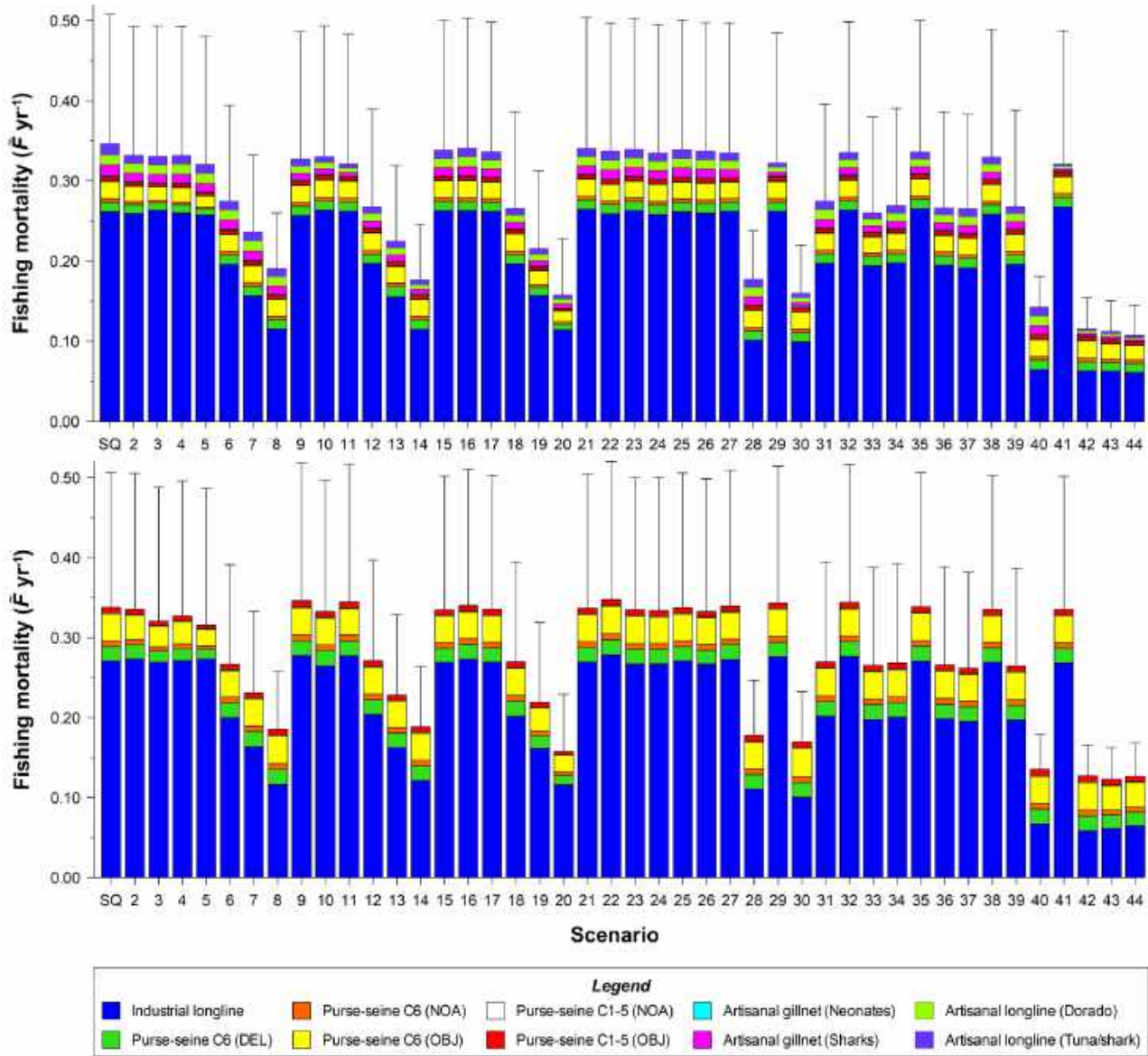


FIGURE 10. Results of sensitivity analyses showing the mean (\pm 95% confidence intervals) fishing mortality proxy for silky shark (*Carcharhinus falciformis*) estimated by EASI-Fish for the status quo scenario in 2019 (\tilde{F}_{2019}) and for each of the 43 scenarios simulating hypothetical management measures (see Table 5 for descriptions) for pelagic fisheries in the eastern Pacific Ocean after decreasing the q values for industrial longline and purse-seine fisheries (top panel), and increasing the resolution of the industrial longline data from $5^\circ \times 5^\circ$ to $1^\circ \times 1^\circ$ (bottom panel). Bars are disaggregated by the contribution to \tilde{F}_{2019} by each fishery.

FIGURE 10. Resultados de los análisis de sensibilidad que muestran la media (intervalos de confianza de \pm 95%) de la mortalidad por pesca sustituta del tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*) estimada por EASI-Fish para el escenario de *statu quo* en 2019 (\tilde{F}_{2019}) y para cada uno de los 43 escenarios que simulan medidas de ordenación hipotéticas (ver la Tabla 5 para las descripciones) para las pesquerías pelágicas en el Océano Pacífico oriental después de disminuir los valores de q para las pesquerías de palangre industrial y de cerco C6 (panel superior), y aumentar la resolución de los datos de palangre industrial de $5^\circ \times 5^\circ$ a $1^\circ \times 1^\circ$ (panel inferior). Las barras están divididas por la contribución a \tilde{F}_{2019} de cada pesquería.

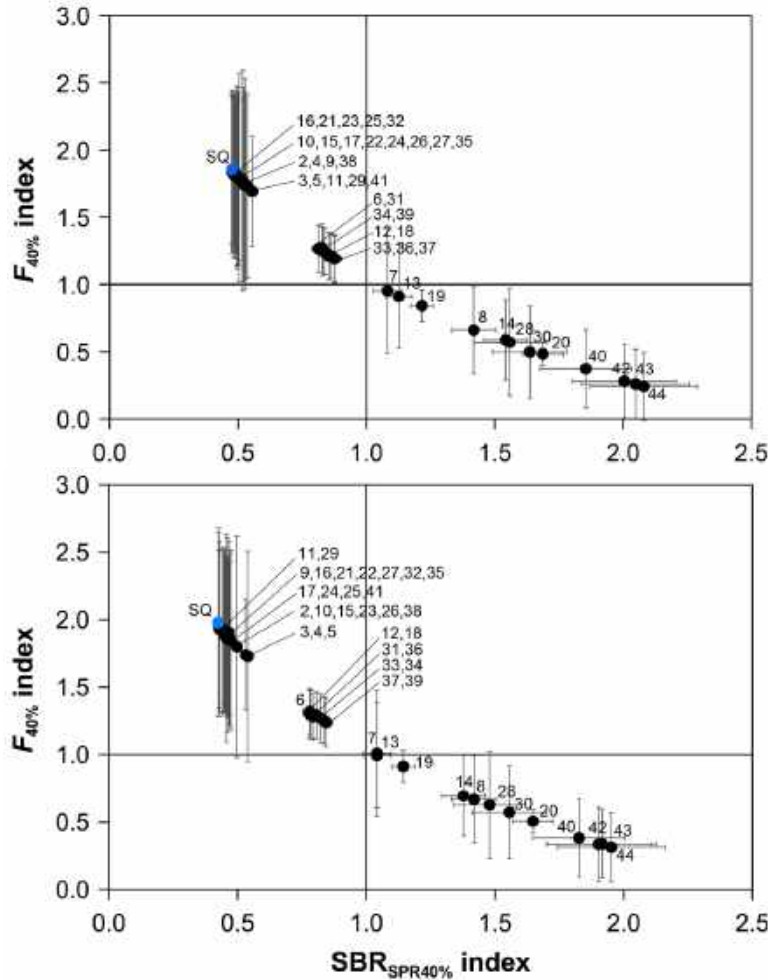


FIGURE 11. Results of sensitivity analyses represented in vulnerability phase plots showing the relative vulnerability of silky shark (*Carcharhinus falciformis*) estimated by EASI-Fish for the status quo scenario in 2019 (\tilde{F}_{2019}) (blue symbol) and 43 scenarios simulating hypothetical management measures (see Table 5 for descriptions) for pelagic fisheries in the eastern Pacific Ocean after decreasing the q values for industrial longline and purse-seine fisheries (top panel), and increasing the resolution of the industrial longline data from $5^\circ \times 5^\circ$ to $1^\circ \times 1^\circ$ (bottom panel). Vulnerability status is depicted by the mean (\pm 95% confidence intervals) estimate of the biological reference points $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$ and $SBR_{2019}/SBR_{40\%}$. Labels adjacent to symbols denote scenarios defined in Table 4. Vulnerability status values for each species are provided in Table 5.

FIGURA 11. Resultados de los análisis de sensibilidad representados en gráficas de fase de vulnerabilidad que muestran la vulnerabilidad relativa del tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*) estimada por EASI-Fish para el escenario de *statu quo* en 2019 (\tilde{F}_{2019}) (símbolo azul) y 43 escenarios que simulan medidas de ordenación hipotéticas (ver la Tabla 5 para las descripciones) para las pesquerías pelágicas en el Océano Pacífico oriental después de disminuir los valores de q para las pesquerías de palangre industrial y de cerco (panel superior), y aumentar la resolución de los datos de palangre industrial de $5^\circ \times 5^\circ$ a $1^\circ \times 1^\circ$ (panel inferior). El estado de vulnerabilidad se representa mediante la estimación media (intervalos de confianza de \pm 95%) de los puntos de referencia biológicos $\tilde{F}_{2019}/F_{40\%}$ y $SBR_{2019}/SBR_{40\%}$. Las etiquetas adyacentes a los símbolos denotan los escenarios definidos en la Tabla 4. Los valores del estado de vulnerabilidad de cada especie figuran en la Tabla 5.

TABLA 1. Fuentes de datos y periodo de cobertura de los datos de esfuerzo de pesca usados para definir la distribución espacial del esfuerzo por cada pesquería en el OPO. Las fuentes de datos con un asterisco (*) contenían mapas de distribución del esfuerzo de pesca que fueron georreferenciados manualmente y las ubicaciones de cada evento de pesca atribuidas a una celda apropiada para indicar la presencia de pesca.

Pesquería	País	Año	Resolución de datos	Comentarios y fuente de datos
Pesquerías industriales				
Palangre	Área de la Convención de la CIAT	2019	Agregados mensuales del número de anzuelos calados con una resolución de 5°x5° (informes de los CPC); datos posicionales de lance escalados a una resolución de 0.5°x0.5° (datos de observadores).	Datos de bitácora sin publicar y de programas nacionales de observadores presentados a la CIAT.
	México (Océano Pacífico y Golfo de California)	2006-2009; 2006-2013; 2009-2012; 2018	Datos posicionales de lance escalados a una resolución de 0.5°x0.5°.	Castillo-Castillo-Geniz <i>et al.</i> (2016)*; Castillo-Castillo-Geniz <i>et al.</i> (2017)*; Carreón-Zapiain <i>et al.</i> (2018)*; Programa de Grandes Pelágicos del Pacífico, INAPESCA*.
	México (costa del Pacífico central)	2003-2011	Datos posicionales de lance escalados a una resolución de 0.5°x0.5°.	Hernández y Valdez Flores (2016)*
Cerco (Clase 6 - todos los tipos de lance)	Área de la Convención de la CIAT	2019	Datos posicionales de lance escalados a una resolución de 0.5°x0.5°.	Datos sin publicar recolectados por el APICD y los programas nacionales de observadores y conservados por la CIAT.
Cerco (Clases 1-5 - todos los tipos de lance)	Área de la Convención de la CIAT	2019	Datos posicionales de lance escalados a una resolución de 0.5°x0.5°.	Datos de bitácora sin publicar, de programas nacionales de observadores y del programa de observadores de TUNACONS presentados a la CIAT.
Pesquerías artesanales				
Red agallera de superficie	Ecuador	2016	Datos posicionales de lance escalados a una resolución de 0.5°x0.5°.	Martínez <i>et al.</i> (2017)*
	Guatemala, El Salvador, Nicaragua, Costa Rica, Panamá	2018	Posiciones de los puntos de acceso y descarga asignados a celdas adyacentes de 0.5°x0.5°.	Oliveros-Ramos <i>et al.</i> (2019)
	México (noroeste del Golfo de California)	1998-1999	Posiciones de los campamentos de pesca asignados a celdas adyacentes de 0.5°x0.5°.	Smith <i>et al.</i> (2009)*
	México (suroeste del Golfo de California)	1998-1999	Posiciones de los campamentos de pesca asignados a celdas adyacentes de 0.5°x0.5°.	Bizzarro <i>et al.</i> (2009a)*
	México (noreste del Golfo de California)	1998-1999	Posiciones de los campamentos de pesca asignados a celdas adyacentes de 0.5°x0.5°.	Bizzarro <i>et al.</i> (2009b)*
	México, Panamá	2017-2018	Posiciones de los puertos pesqueros asignadas a celdas adyacentes de 0.5°x0.5°.	Ortiz-Álvarez <i>et al.</i> (2020)
	Nicaragua, Costa Rica, Colombia	2016-2017	Posiciones de los puertos pesqueros asignadas a celdas adyacentes de 0.5°x0.5°.	Ortiz-Álvarez <i>et al.</i> (2020)
	Perú y Chile	2005-2007;	Datos posicionales de lance escalados a una resolución de 0.5°x0.5°.	Alfaro-Alfaro-Shigueto <i>et al.</i> (2011)*
	Perú	2007	Datos posicionales de lance escalados a una resolución de 0.5°x0.5°.	Ayala <i>et al.</i> (2008)*
	Palangre de superficie	Chile (norte y centro)	2001-2005; 2016	Datos posicionales de lance escalados a una resolución de 0.5°x0.5°.
Chile (sur)		2002	Datos posicionales de lance escalados a una resolución de 0.5°x0.5°.	Moreno <i>et al.</i> (2006)*
Chile y Perú		2005-2010	Agregados anuales del número de lances con una resolución de 0.5°x0.5°.	Doherty <i>et al.</i> (2014)*
Ecuador		2008-2012	Datos posicionales de lance escalados a una resolución de 0.5°x0.5°.	Martínez-Ortiz <i>et al.</i> (2015)
Ecuador, Panamá, Costa Rica		2004-2010	Datos posicionales de lance escalados a una resolución de 0.5°x0.5°.	Datos no publicados de observadores de la CIAT.
Guatemala, El Salvador, Nicaragua, Costa Rica, Panamá		2018	Posiciones de los puntos de acceso y descarga asignados a celdas adyacentes de 0.5°x0.5°.	Oliveros-Ramos <i>et al.</i> (2019)
México (oeste del Mar de Cortés)		1998-1999	Posiciones de los campamentos de pesca asignados a celdas adyacentes de 0.5°x0.5°.	Bizzarro <i>et al.</i> (2009a)*
México (noreste del Golfo de California)		1998-1999	Posiciones de los campamentos de pesca asignados a celdas adyacentes de 0.5°x0.5°.	Bizzarro <i>et al.</i> (2009b)*

México, Panamá	2017-2018	Posiciones de los puertos pesqueros asignadas a celdas adyacentes de 0.5°x0.5°.	Ortiz-Álvarez <i>et al.</i> (2020)
Nicaragua, Costa Rica, Colombia	2016-2017	Posiciones de los puertos pesqueros asignadas a celdas adyacentes de 0.5°x0.5°.	Ortiz-Álvarez <i>et al.</i> (2020)
Perú	2004-2006; 2007	Datos posicionales de lance escalados a una resolución de 0.5°x0.5°.	Ayala <i>et al.</i> (2008)*; Alfaro-Shigueto <i>et al.</i> (2011)*

TABLA 2. Estimadores de mortalidad natural (M) utilizados en la evaluación EASI-Fish del tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*; FAL), la cornuda común (*Sphyrna lewini*; SPL), la cornuda gigante (*S. mokarran*; SPK) y la cornuda cruz (*S. zygaena*; SPZ) en el océano Pacífico oriental en 2019.

Estimador	Ecuación	Cita
Hoenig _{tmax}	$M = \frac{4.3}{t_{max}}$	Hoenig (1983)
Hoenig _{nls}	$M = 4.899t_{max}^{-0.916}$	Then <i>et al.</i> (2015)
Jensen (J)	$M = 1.60 K$	Jensen (1996)
Pauly _{nls}	$M = 4.118K^{0.73}L_{\infty}^{-0.33}$	Then <i>et al.</i> (2015)
Pauly _{LKT}	$\log M = -0.0066 - 0.279 \ln L_{\infty}$ $+ 0.6543 \ln K + 0.4634 \ln T$	Pauly (1980)
Pauly _{KT}	$M = Ke^{-0.22+0.3 \ln T}$	Froese y Pauly (2017)
Pauly _{LT}	$M = 10^{0.566-0.718 \ln L_{\infty} + 0.02T}$	Froese y Pauly (2017)

M = tasa de mortalidad natural instantánea (año⁻¹)

t_{max} = edad máxima observada de los animales de la población.

L_{∞} = la talla promedio de un animal si viviera hasta una edad infinita, y conocida como la talla asintótica de un animal en la función de crecimiento de von Bertalanffy.

K = el parámetro de curvatura de la función de crecimiento de von Bertalanffy (año⁻¹).

T = temperatura media del agua (°C) en el lugar y el rango de profundidad habitados por la especie.

TABLA 3. Parámetros biológicos del tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*), la cornuda común (*Sphyrna lewini*), la cornuda gigante (*S. mokarran*) y la cornuda cruz (*S. zygaena*) evaluados mediante EASI-Fish, incluida la edad máxima registrada (t_{max}), los parámetros de crecimiento de von Bertalanffy (L_{∞} , K , t_0), los parámetros de relación talla-peso a y b , la talla al 50% de madurez (L_{MAT}), la talla al nacimiento (L_0) y la mortalidad natural (M). Los valores de M muestran el valor fijo derivado de las evaluaciones de población (fuente indicada), o el valor medio derivado de varios estimadores de mortalidad definidos en la Tabla 2. Los valores indicados entre paréntesis son los valores mínimo y máximo de las distribuciones *a priori* uniformes (^U) utilizadas en 10,000 iteraciones de simulaciones de Monte Carlo. Todas las tallas son la longitud total. Las fuentes de los valores de los parámetros biológicos se muestran en la Tabla 4.

Especie	t_{max} (años)	L_{inf} (año) ⁻¹	K (año) ⁻¹	t_0 (año) ⁻¹	L-W a L-W b	L_{50} (cm)	L_0 (cm)	M (año) ⁻¹	M método
<i>Carcharhinus falciformis</i>	16	332.0	0.084	-2.76	0.0000273; 2.860	215.0 ^L ₅₀	48	0.18	H _{tmax} , H _{nls} , P _{nls} , P _{LKT} , J, Clarke <i>et al.</i> (2018), CIAT (2014)
<i>Sphyrna lewini</i>	21	289.6	0.161	-1.00	0.00000399; 3.030	219.4 ^L ₅₀	47	0.23 (0.21-0.30) ^U	López-Martínez <i>et al.</i> (2020)
<i>Sphyrna mokarran</i>	39	402.7	0.079	-2.00	0.00000123; 3.240	227.9 ^L ₅₀	70	0.13 (0.11-0.17) ^U	H _{tmax} , H _{nls} , P _{nls} , P _{LKT} , J
<i>Sphyrna zygaena</i>	25	375.2	0.111	-1.31	0.0000024; 3.150	200.0 ^L ₅₀	55	0.15 (0.15-0.26) ^U	Tsai <i>et al.</i> (2018)

TABLA 4. Fuentes de los parámetros biológicos utilizados en EASI-Fish para evaluar el tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*), la cornuda común (*Sphyrna lewini*), la cornuda gigante (*S. mokarran*) y la cornuda cruz (*S. zygaena*) en diez pesquerías pelágicas del Océano Pacífico oriental, incluyendo la edad máxima registrada (t_{max}), los parámetros de crecimiento (L_{∞} , K , t_0), los parámetros de relación talla-peso (T-P) a y b , la talla de madurez (L_{MAT}) y la talla al nacimiento (L_0). Los valores de los parámetros se muestran en la Tabla 3.

Especie	t_{max} (años)	L_{∞} , K , t_0	L-W a & b	L_{MAT} (cm)	L_0 (cm)
<i>Carcharhinus falciformis</i>	Sánchez-de Ita <i>et al.</i> (2011)	Joung <i>et al.</i> (2008)	Oshitani <i>et al.</i> (2003)	Joung <i>et al.</i> (2008)	Oshitani <i>et al.</i> (2003)
<i>Sphyrna mokarran</i>	Tovar-Ávila y Gallegos-Camacho (2014)	Harry <i>et al.</i> (2011)	Stevens y Lyle (1989)	Harry <i>et al.</i> (2011)	Harry <i>et al.</i> (2011)
<i>Sphyrna lewini</i>	Drew <i>et al.</i> (2015)	Drew <i>et al.</i> (2015)	Stevens y Lyle (1989)	Estupiñán-Montaño <i>et al.</i> (2021)	Estupiñán-Montaño <i>et al.</i> (2021)
<i>Sphyrna zygaena</i>	Rosa <i>et al.</i> (2017)	Chow (2004)	Chow (2004)	Nava Nava y Márquez-Farías (2014)	Nava Nava y Márquez-Farías (2014)

TABLA 5. Valores de los parámetros del modelo EASI-Fish modificados para definir 43 escenarios hipotéticos de conservación y ordenación (más el *statu quo*) del tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*; FAL), la cornuda común (*Sphyrna lewini*; SPL), la cornuda gigante (*S. mokarran*; SPK) y la cornuda cruz (*S. zygaena*; SPZ) en diez pesquerías pelágicas del Océano Pacífico oriental. Todos los demás valores de los parámetros en cada escenario fueron los mismos que para el *statu quo* (ver Anexo 1).

Escenario	Palangre industrial	Cerco (clase 6)	Cerco (clases 1-5)	Red agallera artesanal (Neonatos)	Red agallera artesanal (Tiburones-teleósteos)	Palangre artesanal (Dorado)	Palangre artesanal (Atún-peces picudos-tiburón)
Statu quo (SQ)							
1	SQ	SQ	SQ	SQ	SQ	SQ	SQ
Mejores prácticas de manipulación y liberación en las pesquerías cerqueras							
2		FAL: MPL = 0.5-0.7 SPL: MPL = 0.7-0.9 SPK: MPL = 0.85-0.95 SPZ: MPL = 0.85-0.95	FAL: MPL = 0.5-0.7 SPL: MPL = 0.7-0.9 SPK: MPL = 0.85-0.95 SPZ: MPL = 0.85-0.95				
3		FAL: MPL = 0.5-0.7 SPL: MPL = 0.7-0.9 SPK: MPL = 0.65-0.75 SPZ: MPL = 0.65-0.75	FAL: MPL = 0.5-0.7 SPL: MPL = 0.7-0.9 SPK: MPL = 0.65-0.75 SPZ: MPL = 0.65-0.75				
Veda temporal en el OPO entero							
4		D = 120d	D = 120d				
5		D = 180d	D = 180d				
6	D = 72d						
7	D = 120d						
8	D = 180d						
9						D = 72d	D = 72d
10						D = 120d	D = 120d
11						D = 180d	D = 180d
12	D = 72d					D = 72d	D = 72d
13	D = 120d					D = 120d	D = 120d
14	D = 180d					D = 180d	D = 180d
15				D = 72d	D = 72d		
16				D = 120d	D = 120d		
17				D = 180d	D = 180d		
18	D = 72d			D = 72d	D = 72d	D = 72d	D = 72d
19	D = 120d	D = 120d	D = 120d	D = 120d	D = 120d	D = 120d	D = 120d
20	D = 180d	D = 180d	D = 180d	D = 180d	D = 180d	D = 180d	D = 180d
Prohibición de reinales de acero							
21	FAL: AVM = 0.17-0.25 SPL: AVM = 0.3-0.4 SPK: AVM = 0.39-0.66 SPZ: AVM = 0.4-0.54						
22							FAL: AVM = 0.17-0.25 SPL: AVM = 0.3-0.4 SPK: AVM = 0.39-0.66 SPZ: AVM = 0.4-0.54
23	FAL: AVM = 0.17-0.25 SPL: AVM = 0.3-0.4 SPK: AVM = 0.39-0.66 SPZ: AVM = 0.4-0.54						FAL: AVM = 0.17-0.25 SPL: AVM = 0.3-0.4 SPK: AVM = 0.39-0.66 SPZ: AVM = 0.4-0.54

TABLA 5 continuación

Escenario	Palangre industrial	Cerco (clase 6)	Cerco (clases 1-5)	Red agallera artesanal (Neonatos)	Red agallera artesanal (Tiburones-teleósteos)	Palangre artesanal (Dorado)	Palangre artesanal (Atún-peces picudos-tiburón)
Talla mínima de retención de 100 cm LT							
24	FAL: MPL = 0.1-0.4 (<100 cm) SPL: MPL = 0.43-0.5 (<100 cm) SPK: MPL = 0.46-0.50 (<100 cm) SPZ: MPL = 0.46-0.50 (<100 cm)						
25						FAL: MPL = 0.1-0.4 (<100 cm) SPL: MPL = 0.43-0.5 (<100 cm) SPK: MPL = 0.46-0.50 (<100 cm) SPZ: MPL = 0.46-0.50 (<100 cm)	FAL: MPL = 0.1-0.4 (<100 cm) SPL: MPL = 0.43-0.5 (<100 cm) SPK: MPL = 0.46-0.50 (<100 cm) SPZ: MPL = 0.46-0.50 (<100 cm)
26	FAL: MPL = 0.1-0.4 (<100 cm) SPL: MPL = 0.43-0.5 (<100 cm) SPK: MPL = 0.46-0.50 (<100 cm) SPZ: MPL = 0.46-0.50 (<100 cm)					FAL: MPL = 0.1-0.4 (<100 cm) SPL: MPL = 0.43-0.5 (<100 cm) SPK: MPL = 0.46-0.50 (<100 cm) SPZ: MPL = 0.46-0.50 (<100 cm)	FAL: MPL = 0.1-0.4 (<100 cm) SPL: MPL = 0.43-0.5 (<100 cm) SPK: MPL = 0.46-0.50 (<100 cm) SPZ: MPL = 0.46-0.50 (<100 cm)
Veda de la pesquería de neonatos con red agallera							
27				D = 0			
No retención de tiburones sedoso y martillo							
28	FAL: MPL = 0.1-0.4 SPL: MPL = 0.43-0.5 SPK: MPL = 0.46-0.50 SPZ: MPL = 0.46-0.50						
29						FAL: MPL = 0.1-0.4 SPL: MPL = 0.43-0.5 SPK: MPL = 0.46-0.50 SPZ: MPL = 0.46-0.50	FAL: MPL = 0.1-0.4 SPL: MPL = 0.43-0.5 SPK: MPL = 0.46-0.50 SPZ: MPL = 0.46-0.50
30	FAL: MPL = 0.1-0.4 SPL: MPL = 0.43-0.5 SPK: MPL = 0.46-0.50 SPZ: MPL = 0.46-0.50					FAL: MPL = 0.1-0.4 SPL: MPL = 0.43-0.5 SPK: MPL = 0.46-0.50 SPZ: MPL = 0.46-0.50	FAL: MPL = 0.1-0.4 SPL: MPL = 0.43-0.5 SPK: MPL = 0.46-0.50 SPZ: MPL = 0.46-0.50
MEDIDAS COMBINADAS							
Veda (palangre) + prohibición de reinales de acero							
31	D = 72d FAL: AVM = 0.17-0.25 SPL: AVM = 0.3-0.4 SPK: AVM = 0.39-0.66 SPZ: AVM = 0.4-0.54						
32						D = 72d	D = 72d FAL: AVM = 0.17-0.25 SPL: AVM = 0.3-0.4 SPK: AVM = 0.39-0.66 SPZ: AVM = 0.4-0.54
33	D = 72d FAL: AVM = 0.17-0.25 SPL: AVM = 0.3-0.4 SPK: AVM = 0.39-0.66 SPZ: AVM = 0.4-0.54					D = 72d	D = 72d FAL: AVM = 0.17-0.25 SPL: AVM = 0.3-0.4 SPK: AVM = 0.39-0.66 SPZ: AVM = 0.4-0.54

TABLA 5 continuación

Escenario	Palangre industrial	Cerco (clase 6)	Cerco (clases 1-5)	Red agallera artesanal (Neonatos)	Red agallera artesanal (Tiburones-teleósteos)	Palangre artesanal (Dorado)	Palangre artesanal (Atún-peces picudos-tiburón)
Veda (palangre) + Prohibición de reinales de acero + Talla mínima de retención							
37	<p>D = 72d</p> <p>Para tiburones (<100 cm)</p> <p>FAL: AVM = 0.17-0.25</p> <p>SPL: AVM = 0.3-0.4</p> <p>SPK: AVM = 0.39-0.66</p> <p>SPZ: AVM = 0.4-0.54</p> <p>Para tiburones (>100 cm)</p> <p>FAL: AVM 0.17-0.25+MPL 0.1-0.3</p> <p>SPL: AVM 0.3-0.4+MPL 0.43-0.5</p> <p>SPK: AVM 0.39-0.66+MPL 0.46-0.5</p> <p>SPZ: AVM 0.4-0.54+ MPL 0.46-0.5</p>						
38						<p>D = 72d</p> <p>Para tiburones (<100 cm)</p> <p>FAL: MPL = 0.1-0.3</p> <p>SPL: MPL = 0.43-0.5</p> <p>SPK: MPL = 0.46-0.50</p> <p>SPZ: MPL = 0.46-0.50</p>	<p>D = 72d</p> <p>Para tiburones (<100 cm)</p> <p>FAL: AVM = 0.17-0.25</p> <p>SPL: AVM = 0.3-0.4</p> <p>SPK: AVM = 0.39-0.66</p> <p>SPZ: AVM = 0.4-0.54</p> <p>Para tiburones (>100 cm)</p> <p>FAL: AVM 0.17-0.25+MPL 0.1-0.3</p> <p>SPL: AVM 0.3-0.4+MPL 0.43-0.5</p> <p>SPK: AVM 0.39-0.66+MPL 0.46-0.5</p> <p>SPZ: AVM 0.4-0.54+ MPL 0.46-0.5</p>
39	<p>D = 72d</p> <p>Para tiburones (<100 cm)</p> <p>FAL: AVM = 0.17-0.25</p> <p>SPL: AVM = 0.3-0.4</p> <p>SPK: AVM = 0.39-0.66</p> <p>SPZ: AVM = 0.4-0.54</p> <p>Para tiburones (>100 cm)</p> <p>FAL: AVM 0.17-0.25+MPL 0.1-0.3</p> <p>SPL: AVM 0.3-0.4+MPL 0.43-0.5</p> <p>SPK: AVM 0.39-0.66+MPL 0.46-0.5</p> <p>SPZ: AVM 0.4-0.54+ MPL 0.46-0.5</p>					<p>D = 72d</p> <p>Para tiburones (<100 cm)</p> <p>FAL: MPL = 0.1-0.3</p> <p>SPL: MPL = 0.43-0.5</p> <p>SPK: MPL = 0.46-0.50</p> <p>SPZ: MPL = 0.46-0.50</p>	<p>D = 72d</p> <p>Para tiburones (<100 cm)</p> <p>FAL: AVM = 0.17-0.25</p> <p>SPL: AVM = 0.3-0.4</p> <p>SPK: AVM = 0.39-0.66</p> <p>SPZ: AVM = 0.4-0.54</p> <p>Para tiburones (>100 cm)</p> <p>FAL: AVM 0.17-0.25+MPL 0.1-0.3</p> <p>SPL: AVM 0.3-0.4+MPL 0.43-0.5</p> <p>SPK: AVM 0.39-0.66+MPL 0.46-0.5</p> <p>SPZ: AVM 0.4-0.54+ MPL 0.46-0.5</p>
Veda (palangre) + Prohibición de reinales de acero + Prohibición de retención de tiburones							
40	<p>D = 72d</p> <p>FAL: AVM 0.17-0.25+MPL 0.1-0.3</p> <p>SPL: AVM 0.3-0.4+MPL 0.43-0.5</p> <p>SPK: AVM 0.39-0.66+MPL 0.46-0.5</p> <p>SPZ: AVM 0.4-0.54+ MPL 0.46-0.5</p>						
41						<p>D = 72d</p> <p>FAL: MPL = 0.1-0.3</p> <p>SPL: MPL = 0.43-0.5</p> <p>SPK: MPL = 0.46-0.50</p> <p>SPZ: MPL = 0.46-0.50</p>	<p>D = 72d</p> <p>FAL: AVM 0.17-0.25+MPL 0.1-0.3</p> <p>SPL: AVM 0.3-0.4+MPL 0.43-0.5</p> <p>SPK: AVM 0.39-0.66+MPL 0.46-0.5</p> <p>SPZ: AVM 0.4-0.54+ MPL 0.46-0.5</p>
42	<p>D = 72d</p> <p>FAL: AVM 0.17-0.25+MPL 0.1-0.3</p> <p>SPL: AVM 0.3-0.4+MPL 0.43-0.5</p> <p>SPK: AVM 0.39-0.66+MPL 0.46-0.5</p> <p>SPZ: AVM 0.4-0.54+ MPL 0.46-0.5</p>					<p>D = 72d</p> <p>FAL: MPL = 0.1-0.3</p> <p>SPL: MPL = 0.43-0.5</p> <p>SPK: MPL = 0.46-0.50</p> <p>SPZ: MPL = 0.46-0.50</p>	<p>D = 72d</p> <p>FAL: AVM 0.17-0.25+MPL 0.1-0.3</p> <p>SPL: AVM 0.3-0.4+MPL 0.43-0.5</p> <p>SPK: AVM 0.39-0.66+MPL 0.46-0.5</p> <p>SPZ: AVM 0.4-0.54+ MPL 0.46-0.5</p>

TABLA 5 continuación

Escenario	Palangre industrial	Cerco (clase 6)	Cerco (clases 1-5)	Red agallera artesanal (Neonatos)	Red agallera artesanal (Tiburones-teleósteos)	Palangre artesanal (Dorado)	Palangre artesanal (Atún-peces picudos-tiburón)
Veda (palangre) + prohibición de reinales de acero + no retención + mejores prácticas de liberación y manipulación							
43	D = 72d FAL: AVM 0.17-0.25+MPL 0.1-0.3 SPL: AVM 0.3-0.4+MPL 0.43-0.5 SPK: AVM 0.39-0.66+MPL 0.46-0.5 SPZ: AVM 0.4-0.54+ MPL 0.46-0.5	FAL: MPL = 0.5-0.7 SPL: MPL = 0.7-0.9 SPK: MPL = 0.85-0.95 SPZ: MPL = 0.85-0.95	FAL: MPL = 0.5-0.7 SPL: MPL = 0.7-0.9 SPK: MPL = 0.85-0.95 SPZ: MPL = 0.85-0.95	FAL: MPL = 1 SPL: MPL = 1 SPK: MPL = 1 SPZ: MPL = 1	FAL: MPL = 1 SPL: MPL = 1 SPK: MPL = 1 SPZ: MPL = 1	D = 72d FAL: MPL = 0.1-0.3 SPL: MPL = 0.43-0.5 SPK: MPL = 0.46-0.50 SPZ: MPL = 0.46-0.50	D = 72d FAL: AVM 0.17-0.25+MPL 0.1-0.3 SPL: AVM 0.3-0.4+MPL 0.43-0.5 SPK: AVM 0.39-0.66+MPL 0.46-0.5 SPZ: AVM 0.4-0.54+ MPL 0.46-0.5
Veda (palangre) + prohibición de reinales de acero + no retención + mejores prácticas de liberación y manipulación + veda de la pesquería de neonatos con red agallera							
44	D = 72d FAL: AVM 0.17-0.25+MPL 0.1-0.3 SPL: AVM 0.3-0.4+MPL 0.43-0.5 SPK: AVM 0.39-0.66+MPL 0.46-0.5 SPZ: AVM 0.4-0.54+ MPL 0.46-0.5	FAL: MPL = 0.5-0.7 SPL: MPL = 0.7-0.9 SPK: MPL = 0.85-0.95 SPZ: MPL = 0.85-0.95	FAL: MPL = 0.5-0.7 SPL: MPL = 0.7-0.9 SPK: MPL = 0.85-0.95 SPZ: MPL = 0.85-0.95	D = 365d	FAL: MPL = 1 SPL: MPL = 1 SPK: MPL = 1 SPZ: MPL = 1	D = 72d FAL: MPL = 0.1-0.3 SPL: MPL = 0.43-0.5 SPK: MPL = 0.46-0.50 SPZ: MPL = 0.46-0.50	D = 72d FAL: AVM 0.17-0.25+MPL 0.1-0.3 SPL: AVM 0.3-0.4+MPL 0.43-0.5 SPK: AVM 0.39-0.66+MPL 0.46-0.5 SPZ: AVM 0.4-0.54+ MPL 0.46-0.5

TABLA 6. Valores medios estimados (intervalos de confianza de +/- 95%) de la mortalidad por pesca indirecta (\tilde{F}_{2019}) y biomasa de la población reproductora por recluta (SBR_{2019}) relativos a los valores para los puntos de referencia biológicos $F_{40\%}$ y $SBR_{40\%}$ en *statu quo* (SQ) y 43 escenarios hipotéticos de conservación y ordenación para el tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*), cornuda común (*Sphyrna lewini*), cornuda gigante (*S. mokarran*), y cornuda cruz (*S. zygaena*) en 2019 capturados en pesquerías pelágicas del Océano Pacífico oriental. Los valores de los parámetros del modelo utilizados en cada escenario se muestran en la Tabla 5.

Esc.	<i>Carcharhinus falciformis</i>		<i>Sphyrna lewini</i>		<i>Sphyrna mokarran</i>		<i>Sphyrna zygaena</i>	
	$F_{2019}/F_{40\%}$ (IC 95%)	$SBR_{2019}/SBR_{40\%}$ (IC 95%)	$F_{2019}/F_{40\%}$ (IC 95%)	$SBR_{2019}/SBR_{40\%}$ (IC 95%)	$F_{2019}/F_{40\%}$ (IC 95%)	$SBR_{2019}/SBR_{40\%}$ (IC 95%)	$F_{2019}/F_{40\%}$ (IC 95%)	$SBR_{2019}/SBR_{40\%}$ (IC 95%)
1 (SQ)	5.029 (0.554)	0.031 (0.012)	4.694 (1.188)	0.053 (0.043)	9.423 (2.008)	0.004 (0.006)	5.584 (0.716)	0.027 (0.012)
2	4.776 (0.772)	0.037 (0.017)	4.219 (0.984)	0.073 (0.052)	9.170 (2.053)	0.005 (0.007)	5.312 (0.755)	0.033 (0.014)
3	4.284 (0.781)	0.052 (0.022)	3.736 (0.742)	0.103 (0.061)	8.668 (2.090)	0.007 (0.009)	4.788 (0.766)	0.047 (0.019)
4	4.493 (0.819)	0.045 (0.019)	4.275 (0.973)	0.070 (0.048)	9.036 (1.944)	0.005 (0.007)	5.120 (0.781)	0.038 (0.016)
5	3.901 (0.409)	0.069 (0.022)	3.781 (0.754)	0.099 (0.061)	8.428 (2.215)	0.008 (0.010)	4.568 (0.725)	0.056 (0.022)
6	3.532 (0.175)	0.099 (0.025)	3.697 (0.998)	0.113 (0.088)	7.231 (2.373)	0.015 (0.002)	4.281 (0.656)	0.067 (0.025)
7	2.835 (0.465)	0.187 (0.056)	3.174 (0.952)	0.172 (0.133)	5.903 (2.152)	0.031 (0.039)	3.670 (0.301)	0.106 (0.030)
8	2.199 (0.324)	0.345 (0.087)	2.601 (0.891)	0.274 (0.203)	4.608 (1.630)	0.066 (0.081)	3.036 (0.471)	0.178 (0.059)
9	4.977 (0.631)	0.032 (0.014)	4.589 (1.171)	0.058 (0.047)	9.202 (2.021)	0.005 (0.007)	5.425 (0.765)	0.031 (0.013)
10	4.939 (0.638)	0.033 (0.014)	4.514 (1.137)	0.061 (0.048)	9.015 (2.161)	0.006 (0.008)	5.306 (0.795)	0.034 (0.014)
11	4.893 (0.678)	0.034 (0.015)	4.430 (1.109)	0.066 (0.052)	8.880 (2.170)	0.006 (0.009)	5.163 (0.812)	0.038 (0.015)
12	3.498 (0.174)	0.103 (0.026)	3.566 (0.971)	0.125 (0.096)	6.986 (2.343)	0.017 (0.022)	4.135 (0.559)	0.075 (0.025)
13	2.733 (0.388)	0.202 (0.052)	2.989 (0.901)	0.199 (0.142)	5.512 (1.816)	0.038 (0.044)	3.469 (0.421)	0.128 (0.041)
14	2.041 (0.299)	0.392 (0.085)	2.383 (0.808)	0.328 (0.225)	4.078 (1.410)	0.099 (0.106)	2.716 (0.361)	0.231 (0.061)
15	5.033 (0.569)	0.030 (0.013)	4.675 (1.194)	0.054 (0.044)	9.430 (2.063)	0.004 (0.006)	5.576 (0.726)	0.028 (0.012)
16	5.004 (0.604)	0.031 (0.013)	4.673 (1.223)	0.055 (0.045)	9.420 (2.043)	0.004 (0.006)	5.567 (0.724)	0.028 (0.012)
17	5.025 (0.575)	0.031 (0.013)	4.669 (1.189)	0.055 (0.044)	9.333 (2.055)	0.004 (0.006)	5.560 (0.727)	0.028 (0.012)
18	3.487 (0.167)	0.104 (0.025)	3.591 (0.945)	0.123 (0.092)	6.939 (2.298)	0.018 (0.023)	4.113 (0.519)	0.076 (0.024)
19	2.449 (0.119)	0.270 (0.045)	2.615 (0.725)	0.263 (0.158)	4.884 (1.390)	0.056 (0.055)	3.047 (0.445)	0.179 (0.053)
20	1.411 (0.089)	0.709 (0.080)	1.627 (0.447)	0.601 (0.242)	3.006 (0.929)	0.205 (0.151)	1.869 (0.197)	0.478 (0.082)
21	5.035 (0.550)	0.031 (0.013)	4.712 (1.220)	0.053 (0.046)	9.445 (2.040)	0.004 (0.006)	5.593 (0.719)	0.027 (0.012)
22	5.026 (0.584)	0.031 (0.013)	4.660 (1.183)	0.055 (0.044)	9.419 (1.988)	0.004 (0.006)	5.606 (0.692)	0.027 (0.011)
23	5.042 (0.566)	0.030 (0.013)	4.684 (1.157)	0.054 (0.043)	9.472 (2.083)	0.004 (0.006)	5.582 (0.745)	0.027 (0.012)
24	4.955 (0.679)	0.032 (0.014)	4.673 (1.218)	0.055 (0.046)	9.480 (2.014)	0.004 (0.006)	5.604 (0.700)	0.027 (0.012)
25	5.032 (0.581)	0.030 (0.013)	4.645 (1.154)	0.056 (0.043)	9.423 (2.046)	0.004 (0.006)	5.530 (0.756)	0.029 (0.012)
26	4.958 (0.665)	0.032 (0.014)	4.585 (1.160)	0.058 (0.046)	9.443 (2.031)	0.004 (0.006)	5.540 (0.754)	0.029 (0.013)
27	5.010 (0.591)	0.031 (0.013)	4.679 (1.189)	0.054 (0.043)	9.346 (2.077)	0.004 (0.006)	5.576 (0.690)	0.028 (0.011)
28	1.996 (0.398)	0.414 (0.140)	3.571 (0.984)	0.125 (0.098)	7.915 (2.534)	0.010 (0.016)	4.603 (0.824)	0.054 (0.026)
29	4.855 (0.698)	0.035 (0.015)	4.553 (1.147)	0.060 (0.046)	9.305 (1.968)	0.004 (0.006)	5.461 (0.771)	0.030 (0.013)
30	1.885 (0.342)	0.459 (0.144)	3.465 (0.926)	0.136 (0.101)	7.877 (2.539)	0.011 (0.017)	4.510 (0.804)	0.058 (0.026)
31	3.533 (0.179)	0.099 (0.025)	3.707 (0.971)	0.111 (0.085)	7.216 (2.399)	0.015 (0.021)	4.296 (0.659)	0.066 (0.023)
32	4.971 (0.623)	0.032 (0.014)	4.560 (1.163)	0.059 (0.048)	9.214 (2.076)	0.005 (0.007)	5.406 (0.799)	0.031 (0.014)
33	3.494 (0.170)	0.104 (0.025)	3.605 (0.970)	0.122 (0.092)	6.981 (2.311)	0.017 (0.022)	4.113 (0.516)	0.075 (0.024)
34	3.498 (0.182)	0.104 (0.027)	3.672 (1.022)	0.116 (0.093)	7.190 (2.304)	0.015 (0.019)	4.283 (0.656)	0.067 (0.024)
35	4.966 (0.619)	0.032 (0.013)	4.504 (1.106)	0.062 (0.047)	9.216 (2.039)	0.005 (0.007)	5.379 (0.798)	0.032 (0.014)
36	3.468 (0.174)	0.108 (0.026)	3.528 (0.971)	0.129 (0.098)	6.998 (2.319)	0.017 (0.022)	4.106 (0.507)	0.076 (0.024)
37	3.502 (0.181)	0.103 (0.026)	3.673 (0.986)	0.115 (0.089)	7.231 (2.405)	0.015 (0.021)	4.276 (0.644)	0.067 (0.024)
38	4.984 (0.593)	0.032 (0.014)	4.524 (1.133)	0.061 (0.048)	9.210 (2.023)	0.005 (0.007)	5.364 (0.791)	0.032 (0.014)
39	3.470 (0.173)	0.107 (0.026)	3.531 (0.927)	0.129 (0.092)	6.957 (2.287)	0.017 (0.022)	4.094 (0.526)	0.077 (0.025)
40	1.475 (0.289)	0.672 (0.180)	2.925 (0.931)	0.208 (0.160)	6.103 (2.280)	0.026 (0.037)	3.561 (0.365)	0.112 (0.039)
41	4.821 (0.722)	0.036 (0.016)	4.408 (1.105)	0.067 (0.052)	9.025 (2.147)	0.006 (0.008)	5.285 (0.802)	0.034 (0.014)
42	1.330 (0.274)	0.770 (0.202)	2.456 (0.816)	0.308 (0.209)	4.936 (1.696)	0.056 (0.068)	3.091 (0.481)	0.172 (0.057)
43	1.196 (0.257)	0.873 (0.210)	1.664 (0.477)	0.584 (0.248)	4.473 (1.489)	0.075 (0.081)	2.838 (0.440)	0.210 (0.065)
44	1.189 (0.254)	0.88 (0.209)	1.683 (0.475)	0.573 (0.242)	4.443 (1.423)	0.076 (0.081)	2.811 (0.409)	0.214 (0.062)

ANEXO 1. Valores de los parámetros de susceptibilidad (ver la Ecuación 1) utilizados para el escenario de *statu quo* en la evaluación EASI-Fish de la vulnerabilidad del tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*; FAL), la cornuda común (*Sphyrna lewini*; SPL), la cornuda gigante (*S. mokarran*; SPK) y la cornuda cruz (*S. zygaena*; SPZ) en diez pesquerías pelágicas del Océano Pacífico oriental en 2019. El valor de selectividad (C_{xj}) muestra la talla en la primera captura (cm de la longitud total) y el tipo de distribución como normal (^N), doble normal (^D) o uniforme (^U) proporcionados en las Figuras 3-6. Los valores de los parámetros proporcionados como rango de valores denotan una distribución uniforme *a priori*.

Código	Nombre científico	Palangre industrial							Cercos - Clase 6 (DEL)							Cercos - Clase 6 (NOA)						
		Gx/G	Dx	Axj	Exj	Cxj	AVMxj	MPLxj	Gx/G	Dx	Axj	Exj	Cxj	AVMxj	MPLxj	Gx/G	Dx	Axj	Exj	Cxj	AVMxj	MPLxj
FAL	<i>Carcharhinus falciformis</i>	0.74-0.79	1	1	1	48 ^N	0.29-0.36	1	0.21-0.25	0.80	1	0.91-1	48 ^D	0.59-0.69	0.81-0.84	0.08-0.10	0.80	1	0.91-1	48 ^D	0.59-0.69	0.81-0.84
SPL	<i>Sphyrna lewini</i>	0.65-0.73	1	1	1	47 ^N	0.51-0.61	1	0.20-0.31	0.80	1	0.55-1	47 ^D	0-0.05	1	0.09-0.14	0.80	1	0.55-1	47 ^N	0-0.05	1
SPK	<i>Sphyrna mokarran</i>	0.56-0.69	1	1	1	70 ^U	0.56-0.94	1	0.23-0.32	0.80	1	0.50-1	70 ^D	0-0.10	1	0.10-0.15	0.80	1	0.50-1	70 ^D	0-0.10	1
SPZ	<i>Sphyrna zygaena</i>	0.68-0.73	1	1	1	55 ^D	0.62-0.84	1	0.20-0.29	0.80	1	1	55 ^D	0-0.10	1	0.09-0.13	0.80	1	1	55 ^D	0-0.10	1

Código	Nombre científico	Cercos - Clase 6 (OBJ)							Cercos - Clases 1-5 (NOA)							Cercos - Clases 1-5 (OBJ)						
		Gx/G	Dx	Axj	Exj	Cxj	AVMxj	MPLxj	Gx/G	Dx	Axj	Exj	Cxj	AVMxj	MPLxj	Gx/G	Dx	Axj	Exj	Cxj	AVMxj	MPLxj
FAL	<i>Carcharhinus falciformis</i>	0.3-0.36	0.80	1	1	48 ^D	0.59-0.69	0.81-0.84	0.02-0.02	0.80	1	0.72-1	48 ^D	0.59-0.69	0.81-0.84	0.07-0.09	0.80	1	0.72-1	48 ^D	0.59-0.69	0.81-0.84
SPL	<i>Sphyrna lewini</i>	0.3-0.42	0.80	1	0.73-1	47 ^N	0-0.05	1	0.02-0.04	0.80	1	0.44-1	47 ^N	0-0.05	1	0.07-0.13	0.80	1	0.44-1	47 ^N	0-0.05	1
SPK	<i>Sphyrna mokarran</i>	0.3-0.34	0.80	1	0.67-1	70 ^D	0-0.10	1	0.02-0.06	0.80	1	0.40-1	70 ^D	0-0.10	1	0.08-0.17	0.80	1	0.40-1	70 ^D	0-0.10	1
SPZ	<i>Sphyrna zygaena</i>	0.3-0.42	0.80	1	1	55 ^N	0-0.10	1	0.02-0.03	0.80	1	0.83-1	55 ^D	0-0.10	1	0.07-0.11	0.80	1	0.83-1	55 ^N	0-0.10	1

Código	Nombre científico	Red agallera artesanal (Neonatos)							Red agallera artesanal (Tiburones)							Palangre artesanal (Dorado)						
		Gx/G	Dx	Axj	Exj	Cxj	AVMxj	MPLxj	Gx/G	Dx	Axj	Exj	Cxj	AVMxj	MPLxj	Gx/G	Dx	Axj	Exj	Cxj	AVMxj	MPLxj
FAL	<i>Carcharhinus falciformis</i>	0.01-0.01	0.42	1	0.61-1	48 ^D	1	1	0.01-0.01	0.58	1	0.61-1	48 ^N	1	1	0.13-0.14	0.50	1	0.61-1	48 ^N	0.29-0.36	1
SPL	<i>Sphyrna lewini</i>	0.02-0.03	0.42	1	0.36-1	47 ^D	1	1	0.02-0.03	0.58	1	0.36-1	47 ^D	1	1	0.14-0.25	0.50	1	0.36-1	47 ^D	0.51-0.61	1
SPK	<i>Sphyrna mokarran</i>	0.02-0.04	0.42	1	0.33-1	70 ^U	1	1	0.02-0.04	0.58	1	0.33-1	70 ^U	1	1	0.16-0.38	0.50	1	0.33-1	70 ^D	0.56-0.94	1
SPZ	<i>Sphyrna zygaena</i>	0.02-0.02	0.42	1	0.69-1	55 ^D	1	1	0.02-0.02	0.58	1	0.69-1	55 ^D	1	1	0.14-0.22	0.50	1	0.69-1	55 ^D	0.62-0.84	1

Código	Nombre científico	Palangre artesanal (atún/peces picudos/tiburones)						
		Gx/G	Dx	Axj	Exj	Cxj	AVMxj	MPLxj
FAL	<i>Carcharhinus falciformis</i>	0.13-0.14	0.50	1	1	48 ^D	0.29-0.36	0.1-0.29
SPL	<i>Sphyrna lewini</i>	0.14-0.25	0.50	1	1	47 ^D	0.51-0.61	0.46-0.51
SPK	<i>Sphyrna mokarran</i>	0.16-0.38	0.50	1	1	70 ^D	0.56-0.94	0.46-0.56
SPZ	<i>Sphyrna zygaena</i>	0.14-0.22	0.50	1	1	55 ^D	0.62-0.84	0.46-0.62

ANEXO 2. Justificaciones y supuestos para el uso de los valores de los parámetros (ver Anexo 1) para describir la susceptibilidad del tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*; FAL), la cornuda común (*Sphyrna lewini*; SPL), la cornuda gigante (*S. mokarran*; SPK) y la cornuda cruz (*S. zygaena*; SPZ) en las diez pesquerías incluidas en la evaluación EASI-Fish para el Océano Pacífico oriental en 2019.

Código de especie	Pesquería	Resolución celdas para (G_{ij})	Duración temporada de pesca (D_{ij})	Disponib. estacional (A_{ij})	Encontrabilidad (E_{ij})	Selectividad de contacto (C_{ij})	Mortalidad poscaptura (MPC) (P_{ij})
FAL	Palangre industrial	5°x5°	Todo el año	Todo el año	Pesca lances profundos 0-300 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (\pm 70-165) m (Musyl <i>et al.</i> 2003).	Curva normal ajustada a 10,278 tallas notificadas a la CIAT por los programas de observadores de palangre de sus CPC (datos no publicados de la CIAT).	Se supone que no se liberan especies comercializables. Las estimaciones de AVM de estudios en pesquerías palangreras pelágicas industriales en el océano Pacífico son del 29% (Gilman <i>et al.</i> , 2016) y 29-35.8% (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021) que pueden reducirse en un 31% (Bigelow <i>et al.</i> , 2022) al 41% (Scott <i>et al.</i> , 2022) para tiburones carcarrinidos mediante la prohibición de reinales de acero. MPL estimada en un 15% (IC 2.4-25.9) (Francis <i>et al.</i> , 2023) y 20% (CI 10-36) (Musyl y Gilman, 2018) en el OPOC y del 6% (IC 0-13)% (Schaefer <i>et al.</i> , 2019) y 15.2% (IC 0-29%) en el OPO (Schaefer <i>et al.</i> 2021).
	Cerco C6 (DEL)	0.5°x0.5°	Veda 72 d	Todo el año	Pesca lances DEL 0-150 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (\pm 70-165) m (Musyl <i>et al.</i> 2003).	Curva doble normal ajustada a 11,329 tallas registradas por observadores de la CIAT de lances DEL de C6 (datos no publicados de la CIAT).	La resolución C-21-06 de la CIAT prohíbe la retención. AVM de cerco 58.5% (Eddy <i>et al.</i> 2016) a 69% (Poisson <i>et al.</i> 2014) y MPL 81-84% (Poisson <i>et al.</i> 2014, Hutchinson <i>et al.</i> 2015).
	Cerco C6 (NOA)	0.5°x0.5°	Veda 72 d	Todo el año	Pesca lances NOA a 0-150 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (\pm 70-165) m (Musyl <i>et al.</i> 2003).	Curva doble normal ajustada a 6,142 tallas registradas por observadores de la CIAT en lances NOA de C6 (datos no publicados de la CIAT).	La resolución C-21-06 de la CIAT prohíbe la retención. AVM de cerco 58.5% (Eddy <i>et al.</i> 2016) a 69% (Poisson <i>et al.</i> 2014) y MPL 81-84% (Poisson <i>et al.</i> 2014, Hutchinson <i>et al.</i> 2015).
	Cerco C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	Veda 72 d	Todo el año	Pesca lances OBJ 0-200 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (\pm 70-165) m (Musyl <i>et al.</i> 2003).	Curva doble normal ajustada a 147,450 tallas registradas por observadores de la CIAT de lances OBJ de C6 (datos no publicados de la CIAT).	La resolución C-21-06 de la CIAT prohíbe la retención. AVM de cerco 58.5% (Eddy <i>et al.</i> 2016) a 69% (Poisson <i>et al.</i> 2014) y MPL 81-84% (Poisson <i>et al.</i> 2014, Hutchinson <i>et al.</i> 2015).
	Cerco C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	Veda 72 d (Clases 4-5)	Todo el año	Pesca lances NOA 0-150 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (\pm 70-165) m (Musyl <i>et al.</i> 2003).	La curva doble normal refleja la flota C6 del OPO para lances NOA.	La resolución C-21-06 de la CIAT prohíbe la retención. AVM de cerco 58.5% (Eddy <i>et al.</i> 2016) a 69% (Poisson <i>et al.</i> 2014) y MPL 81-84% (Poisson <i>et al.</i> 2014, Hutchinson <i>et al.</i> 2015).
	Cerco C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	Veda 72 d (Clases 4-5)	Todo el año	Pesca lances OBJ 0-200 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (\pm 70-165) m (Musyl <i>et al.</i> 2003).	La curva doble normal refleja la flota C6 del OPO para lances OBJ.	La resolución C-21-06 de la CIAT prohíbe la retención. AVM de cerco 58.5% (Eddy <i>et al.</i> 2016) a 69% (Poisson <i>et al.</i> 2014) y MPL 81-84% (Poisson <i>et al.</i> 2014, Hutchinson <i>et al.</i> 2015).
	Red agallera artesanal (Neonatos)	0.5°x0.5°	Abril-agosto	Todo el año	Pesca con redes agalleras 0-42 m (Martínez <i>et al.</i> , 2017). Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (\pm 70-165) m (Musyl <i>et al.</i> 2003).	Curva doble normal ajustada a 187 tallas registradas por observadores en la pesquería de redes agalleras de Ecuador (Martínez, datos sin publicar).	Se supone que no se liberan especies comercializables. AVM de tiburones pelágicos en redes agalleras >91%. (Ellis <i>et al.</i> , 2017). Se supone 100% de MPL debido a la ausencia de estudios de MPL para redes agalleras.
	Red agallera artesanal (Tiburones-Teleósteos)	0.5°x0.5°	Septiembre-marzo	Todo el año	Pesca con redes agalleras 0-42 m (Martínez <i>et al.</i> , 2017). Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (\pm 70-165) m (Musyl <i>et al.</i> 2003).	Curva doble normal ajustada a 79 tallas registradas por observadores en la pesquería de redes agalleras de Ecuador (Martínez, datos sin publicar).	Se supone que no se liberan especies comercializables. AVM de tiburones pelágicos en redes agalleras >91%. (Ellis <i>et al.</i> , 2017). Se supone 100% de MPL debido a la ausencia de estudios de MPL para redes agalleras.
	Palangre artesanal (Dorado)	5°x5°	Octubre-marzo	Todo el año	Pesca lances someros 0-100 m (Santana-Hernández <i>et al.</i> , 1998). Se supone que la especie habita	Curva normal ajustada a 722 tallas registradas por observadores en la pesquería de redes agalleras de	Se supone que no se liberan especies comercializables. Las estimaciones de AVM de estudios en pesquerías palangreras pelágicas industriales en el océano Pacífico son del 29% (Gilman <i>et al.</i> , 2016) y 29-35.8% (Hutchinson <i>et</i>

					principalmente entre 0 m y 100 (\pm 70-165) m (Musyl <i>et al.</i> 2003).	Ecuador (Martínez, datos sin publicar).	<i>al.</i> , 2021) que pueden reducirse en un 31% (Bigelow <i>et al.</i> , 2022) al 41% (Scott <i>et al.</i> , 2022) para tiburones carcarrinidos mediante la prohibición de reinales de acero. MPL estimada en un 6% (IC 0-13)% (Schaefer <i>et al.</i> , 2019) al 15.2% (IC 0-29%) en las pesquerías artesanales de palangre del OPO (Schaefer <i>et al.</i> 2021).
	Palangre artesanal (atún-peces picudos-tiburones)	5°x5°	Abril-septiembre	Todo el año	Se supone que la pesca es similar a la de la flota palangrera industrial, que pesca con lances profundos de 0 a 300 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (\pm 70-165) m (Musyl <i>et al.</i> 2003).	Curva normal ajustada a 814 tallas registradas por observadores en la pesquería de redes agalleras de Ecuador (Martínez, datos sin publicar).	Se supone que no se liberan especies comercializables. Las estimaciones de AVM de estudios en pesquerías palangreras pelágicas industriales en el océano Pacífico son del 29% (Gilman <i>et al.</i> , 2016) y 29-35.8% (Hutchinson <i>et al.</i> , 2021) que pueden reducirse en un 31% (Bigelow <i>et al.</i> , 2022) al 41% (Scott <i>et al.</i> , 2022) para tiburones carcarrinidos mediante la prohibición de reinales de acero. MPL estimada en un 6% (IC 0-13)% (Schaefer <i>et al.</i> , 2019) al 15.2% (IC 0-29%) en las pesquerías artesanales de palangre del OPO (Schaefer <i>et al.</i> 2021).
SPK	Palangre industrial	5°x5°	Todo el año	Todo el año	Pesca lances profundos 0-300 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (\pm 50-300) m (Guttridge <i>et al.</i> , 2022).	Selectividad de filo de cuchillo desde la talla más pequeña (142 cm LT) de 55 observadas hasta L_{∞} (datos de observadores de la CIAT).	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. No hay estimaciones de AVM o MPL del OPO o el Pacífico, pero a partir de estudios de pesquerías palangreras pelágicas en el Atlántico y el Océano Índico entre 56% (Gulak <i>et al.</i> , 2015) y el 93.8% (Morgan & Burgess, 2007). Se supone que la AVM tras la prohibición de los reinales de acero se reduce en un 31% (Bigelow <i>et al.</i> , 2022) al 41% (Scott <i>et al.</i> , 2022) como para los tiburones carcarrinidos. La MPL de las líneas experimentales <i>drum line</i> fue del 46% (Gallagher <i>et al.</i> , 2014b) y el 50% de la pesca recreativa (Binstock <i>et al.</i> , 2023).
	Cerco C6 (DEL)	0.5°x0.5°	Veda 72 d	Todo el año	Pesca lances DEL 0-150 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (\pm 50-300) m (Guttridge <i>et al.</i> , 2022).	Curva doble normal ajustada a 190 tallas registradas por observadores de la CIAT para buques cerqueros C6 (datos no publicados de la CIAT).	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. La única estimación de AVM de la pesquería de cerco del OPO fue 0% (n = 6) y MPL de 100% (n = 3) para <i>Sphyrna lewini</i> (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Cerco C6 (NOA)	0.5°x0.5°	Veda 72 d	Todo el año	Pesca lances NOA 0-150 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (\pm 50-300) m (Guttridge <i>et al.</i> , 2022).	Curva doble normal ajustada a 190 tallas registradas por observadores de la CIAT para buques cerqueros C6 (datos no publicados de la CIAT).	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. La única estimación de AVM de la pesquería de cerco del OPO fue 0% (n = 6) y MPL de 100% (n = 3) para <i>Sphyrna lewini</i> (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Cerco C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	Veda 72 d	Todo el año	Pesca lances OBJ 0-200 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (\pm 50-300) m (Guttridge <i>et al.</i> , 2022).	Curva doble normal ajustada a 190 tallas registradas por observadores de la CIAT para buques cerqueros C6 (datos no publicados de la CIAT).	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. La única estimación de AVM de la pesquería de cerco del OPO fue 0% (n = 6) y MPL de 100% (n = 3) para <i>Sphyrna lewini</i> (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Cerco C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	Veda 72 d (Clases 4-5)	Todo el año	Pesca lances NOA 0-150 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (\pm 50-300) m (Guttridge <i>et al.</i> , 2022).	La curva doble normal refleja la flota C6 del OPO para lances NOA.	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. La única estimación de AVM de la pesquería de cerco del OPO fue 0% (n = 6) y MPL de 100% (n = 3) para <i>Sphyrna lewini</i> (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Cerco C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	Veda 72 d (Clases 4-5)	Todo el año	Pesca lances OBJ 0-200 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (\pm 50-300) m (Guttridge <i>et al.</i> , 2022).	La curva doble normal refleja la flota C6 del OPO para lances OBJ.	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. La única estimación de AVM de la pesquería de cerco del OPO fue 0% (n = 6) y MPL de 100% (n = 3) para <i>Sphyrna lewini</i> (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Red agallera artesanal (Neonatos)	0.5°x0.5°	Abril-agosto	Todo el año	Pesca con redes agalleras 0-42 m (Martínez <i>et al.</i> , 2017). Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (\pm 50-300) m (Guttridge <i>et al.</i> , 2022).	En ausencia de datos de talla observados, se supuso selectividad de filo de cuchillo desde la talla al nacimiento (70 cm LT) hasta L_{∞} .	Se supone que no se liberan especies comercializables. AVM de tiburones pelágicos en redes agalleras >91%. (Ellis <i>et al.</i> , 2017). Se supone 100% de MPL para tiburones martillo debido a la ausencia de estudios de MPL para redes agalleras.
	Red agallera artesanal (Tiburones-Teleósteos)	0.5°x0.5°	Septiembre-marzo	Todo el año	Pesca con redes agalleras 0-42 m (Martínez <i>et al.</i> , 2017). Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (\pm 50-300) m (Guttridge <i>et al.</i> , 2022).	En ausencia de datos de talla observados, se asumió selectividad de filo de cuchillo desde la talla al nacimiento (70 cm LT) hasta L_{∞} .	Se supone que no se liberan especies comercializables. AVM de tiburones pelágicos en redes agalleras >91%. (Ellis <i>et al.</i> , 2017). Se supone 100% de MPL para tiburones martillo debido a la ausencia de estudios de MPL para redes agalleras.
	Palangre artesanal (Dorado)	5°x5°	Octubre-marzo	Todo el año	Pesca lances someros 0-100 m (Santana-Hernández <i>et al.</i> , 1998). Se supone que la especie habita	Curva doble normal ajustada a 69 tallas registradas por observadores de la CIAT en pesquerías	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. No hay estimaciones de AVM o MPL del OPO o el Pacífico, pero a partir de estudios de pesquerías palangreras pelágicas en el Atlántico y el Océano Índico entre

					principalmente entre 0 m y 60 (\pm 50-300) m (Guttridge <i>et al.</i> , 2022).	artesanales de palangre de Centroamérica (datos no publicados de la CIAT).	el 56% (Gulak <i>et al.</i> , 2015) y el 93.8% (Morgan & Burgess, 2007). Se supone que la AVM tras la prohibición de los reinales de acero se reduce en un 31% (Bigelow <i>et al.</i> , 2022) al 41% (Scott <i>et al.</i> , 2022) ya que para los tiburones carcarrinidos la MPL de las líneas experimentales <i>drum line</i> fue del 46% (Gallagher <i>et al.</i> , 2014b) y el 50% de la pesca recreativa (Binstock <i>et al.</i> , 2023).
	Palangre artesanal (atún-peces picudos-tiburones)	5°x5°	Abril-septiembre	Todo el año	Se supone que la pesca es similar a la de la flota palangrera industrial, que pesca con lances profundos de 0 a 300 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (\pm 50-300) m (Guttridge <i>et al.</i> , 2022).	Curva doble normal ajustada a 69 tallas registradas por observadores de la CIAT en pesquerías artesanales de palangre de Centroamérica (datos no publicados de la CIAT).	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. No hay estimaciones de AVM o MPL del OPO o el Pacífico, pero a partir de estudios de pesquerías palangreras pelágicas en el Atlántico y el Océano Índico entre 56% (Gulak <i>et al.</i> , 2015) y el 93.8% (Morgan & Burgess, 2007). Se supone que la AVM tras la prohibición de los reinales de acero se reduce en un 31% (Bigelow <i>et al.</i> , 2022) al 41% (Scott <i>et al.</i> , 2022) ya que para los tiburones carcarrinidos la MPL de las líneas experimentales <i>drum line</i> fue del 46% (Gallagher <i>et al.</i> , 2014b) y el 50% de la pesca recreativa (Binstock <i>et al.</i> , 2023).
SPL	Palangre industrial	5°x5°	Todo el año	Todo el año	Pesca lances profundos 0-300 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (\pm 80-275) m (Bessudo <i>et al.</i> , 2011).	Curva normal ajustada a 10,202 tallas notificadas a la CIAT por los programas de observadores de palangre de sus CPC (datos no publicados de la CIAT).	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. No hay estimaciones de AVM o MPL en el OPO o el Pacífico. Los rangos de las estimaciones de AVM de estudios en pesquerías palangreras pelágicas industriales en el Atlántico son del 51% (Coelho <i>et al.</i> , 2012) al 61% (Beerkircher <i>et al.</i> , 2002). Se supone que la AVM tras la prohibición de los reinales de acero se reduce en un 31% (Bigelow <i>et al.</i> , 2022) al 41% (Scott <i>et al.</i> , 2022) como para los tiburones carcarrinidos. No se dispone de estimaciones de MPL, pero <i>S. mokarran</i> tiene estimaciones de MPL del 43% (Gallagher <i>et al.</i> , 2014b) al 50% (Binstock <i>et al.</i> , 2023).
	Cerco C6 (DEL)	0.5°x0.5°	Veda 72 d	Todo el año	Pesca lances DEL 0-150 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (\pm 80-275) m (Bessudo <i>et al.</i> , 2011).	Curva doble normal ajustada a 206 tallas registradas por observadores de la CIAT de lances DEL de C6 (datos no publicados de la CIAT).	Se supone que no se liberan especies comercializables. La única estimación de AVM de la pesquería de cerco del OPO fue 0% (n = 6) y MPL de 100% (n = 3) (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Cerco C6 (NOA)	0.5°x0.5°	Veda 72 d	Todo el año	Pesca lances NOA 0-150 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (\pm 80-275) m (Bessudo <i>et al.</i> , 2011).	Curva normal ajustada a 453 tallas registradas por observadores de la CIAT de lances NOA de C6 (datos no publicados de la CIAT).	Se supone que no se liberan especies comercializables. La única estimación de AVM de la pesquería de cerco del OPO fue 0% (n = 6) y MPL de 100% (n = 3) (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Cerco C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	Veda 72 d	Todo el año	Pesca lances OBJ 0-200 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (\pm 80-275) m (Bessudo <i>et al.</i> , 2011).	Curva normal ajustada a 1,966 tallas registradas por observadores de la CIAT de lances OBJ de C6 (datos no publicados de la CIAT).	Se supone que no se liberan especies comercializables. La única estimación de AVM de la pesquería de cerco del OPO fue 0% (n = 6) y MPL de 100% (n = 3) (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Cerco C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	Veda 72 d (Clases 4-5)	Todo el año	Pesca lances NOA 0-150 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (\pm 80-275) m (Bessudo <i>et al.</i> , 2011).	La curva normal refleja la flota C6 del OPO para lances NOA.	Se supone que no se liberan especies comercializables. La única estimación de AVM de la pesquería de cerco del OPO fue 0% (n = 6) y MPL de 100% (n = 3) (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Cerco C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	Veda 72 d (Clases 4-5)	Todo el año	Pesca lances OBJ 0-200 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (\pm 80-275) m (Bessudo <i>et al.</i> , 2011).	La curva normal refleja la flota C6 del OPO para lances OBJ.	Se supone que no se liberan especies comercializables. La única estimación de AVM de la pesquería de cerco del OPO fue 0% (n = 6) y MPL de 100% (n = 3) (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Red agallera artesanal (Neonatos)	0.5°x0.5°	Abril-agosto	Todo el año	Pesca con redes agalleras 0-42 m (Martínez <i>et al.</i> , 2017). Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (\pm 80-275) m (Bessudo <i>et al.</i> , 2011).	Curva doble normal ajustada a 2,509 tallas registradas en pesquerías artesanales con redes agalleras en el centro de México (Pérez-Jiménez <i>et al.</i> , 2005)	Se supone que no se liberan especies comercializables. AVM de tiburones pelágicos en redes agalleras >91%. (Ellis <i>et al.</i> , 2017). Se supone 100% de MPL para tiburones martillo debido a la ausencia de estudios de MPL para redes agalleras.
	Red agallera artesanal (Tiburones-Teleósteos)	0.5°x0.5°	Septiembre-marzo	Todo el año	Pesca con redes agalleras 0-42 m (Martínez <i>et al.</i> , 2017). Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (\pm 80-275) m (Bessudo <i>et al.</i> , 2011).	Curva doble normal ajustada a 380 tallas registradas por el personal de la CIAT en puertos de descarga de la pesquería centroamericana (proyecto ABNJ, datos no	Se supone que no se liberan especies comercializables. AVM de tiburones pelágicos en redes agalleras >91%. (Ellis <i>et al.</i> , 2017). Se supone 100% de MPL para tiburones martillo debido a la ausencia de estudios de MPL para redes agalleras.

						publicados).	
	Palangre artesanal (Dorado)	5°x5°	Octubre-marzo	Todo el año	Pesca lances someros 0-100 m (Andraka <i>et al.</i> , 2013). Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (± 80-275) m (Bessudo <i>et al.</i> , 2011).	Curva doble normal ajustada a 69 tallas registradas por observadores de la CIAT en pesquerías artesanales de palangre de Centroamérica (datos no publicados de la CIAT).	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. No hay estimaciones de AVM o MPL en el OPO o el Pacífico. Los rangos de las estimaciones de AVM de estudios en pesquerías palangreras pelágicas industriales en el Atlántico son del 51% (Coelho <i>et al.</i> , 2012) al 61% (Beerkircher <i>et al.</i> , 2002). Se supone que la AVM tras la prohibición de los reinales de acero se reduce en un 31% (Bigelow <i>et al.</i> , 2022) al 41% (Scott <i>et al.</i> , 2022) como para los tiburones carcarrinidos. No se dispone de estimaciones de MPL, pero <i>S. mokarran</i> tiene estimaciones de MPL del 43% (Gallagher <i>et al.</i> , 2014b) al 50% (Binstock <i>et al.</i> , 2023).
	Palangre artesanal (atún-peces picudos-tiburones)	5°x5°	Abril-septiembre	Todo el año	Pesca lances someros 0-100 m (Santana-Hernández <i>et al.</i> , 1998). Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 100 (± 80-275) m (Bessudo <i>et al.</i> , 2011).	Curva doble normal ajustada a 69 tallas registradas por observadores de la CIAT en pesquerías artesanales de palangre de Centroamérica (datos no publicados de la CIAT).	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. No hay estimaciones de AVM o MPL en el OPO o el Pacífico. Los rangos de las estimaciones de AVM de estudios en pesquerías palangreras pelágicas industriales en el Atlántico son del 51% (Coelho <i>et al.</i> , 2012) al 61% (Beerkircher <i>et al.</i> , 2002). Se supone que la AVM tras la prohibición de los reinales de acero se reduce en un 31% (Bigelow <i>et al.</i> , 2022) al 41% (Scott <i>et al.</i> , 2022) como para los tiburones carcarrinidos. No se dispone de estimaciones de MPL, pero <i>S. mokarran</i> tiene estimaciones de MPL del 43% (Gallagher <i>et al.</i> , 2014b) al 50% (Binstock <i>et al.</i> , 2023).
SPZ	Palangre industrial	5°x5°	Todo el año	Todo el año	Pesca lances profundos 0-300 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (± 50-144) m (Francis, 2016).	Curva doble normal ajustada a 2,201 tallas notificadas a la CIAT por los programas de observadores de palangre de sus CPC (datos no publicados de la CIAT).	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. No hay estimaciones de AVM o MPL en el OPO o el Pacífico. La estimación de AVM de las pesquerías palangreras pelágicas industriales en los océanos Atlántico e Índico oscila entre el 62% (Fernandez-Carvalho <i>et al.</i> , 2015) y el 84% (Coelho <i>et al.</i> , 2011). Se supone que la AVM tras la prohibición de los reinales de acero se reduce en un 31% (Bigelow <i>et al.</i> , 2022) al 41% (Scott <i>et al.</i> , 2022) como para los tiburones carcarrinidos. No se dispone de estimaciones de MPL, pero <i>S. mokarran</i> tiene estimaciones de MPL del 46% (Gallagher <i>et al.</i> , 2014b) al 50% (Binstock <i>et al.</i> , 2023).
	Cerco C6 (DEL)	0.5°x0.5°	Veda 72 d	Todo el año	Pesca lances DEL 0-150 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (± 50-144) m (Francis, 2016).	Curva doble normal ajustada a 156 tallas registradas por observadores de la CIAT para buques cerqueros C6 (datos no publicados de la CIAT).	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. La única estimación de AVM de la pesquería de cerco del OPO fue 0% (n = 6) y MPL de 100% (n = 3) para <i>Sphyrna lewini</i> (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Cerco C6 (NOA)	0.5°x0.5°	Veda 72 d	Todo el año	Pesca lances NOA 0-150 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (± 50-144) m (Francis, 2016).	Curva doble normal ajustada a 257 tallas registradas por observadores de la CIAT para buques cerqueros C6 (datos no publicados de la CIAT).	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. La única estimación de AVM de la pesquería de cerco del OPO fue 0% (n = 6) y MPL de 100% (n = 3) para <i>Sphyrna lewini</i> (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Cerco C6 (OBJ)	0.5°x0.5°	Veda 72 d	Todo el año	Pesca lances OBJ 0-200 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (± 50-144) m (Francis, 2016).	Curva doble normal ajustada a 2,127 tallas registradas por observadores de la CIAT para buques cerqueros C6 (datos no publicados de la CIAT).	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. La única estimación de AVM de la pesquería de cerco del OPO fue 0% (n = 6) y MPL de 100% (n = 3) para <i>Sphyrna lewini</i> (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Cerco C1-5 (NOA)	0.5°x0.5°	Veda 72 d (Clases 4-5)	Todo el año	Pesca lances NOA 0-150 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (± 50-144) m (Francis, 2016).	La curva doble normal refleja la flota C6 del OPO para lances NOA.	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. La única estimación de AVM de la pesquería de cerco del OPO fue 0% (n = 6) y MPL de 100% (n = 3) para <i>Sphyrna lewini</i> (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Cerco C1-5 (OBJ)	0.5°x0.5°	Veda 72 d (Clases 4-5)	Todo el año	Pesca lances OBJ 0-200 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (± 50-144) m (Francis, 2016).	La curva doble normal refleja la flota C6 del OPO para lances OBJ.	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. La única estimación de AVM de la pesquería de cerco del OPO fue 0% (n = 6) y MPL de 100% (n = 3) para <i>Sphyrna lewini</i> (Eddy <i>et al.</i> , 2016).
	Red agallera artesanal (Neonatos)	0.5°x0.5°	Abril-agosto	Todo el año	Pesca con redes agalleras 0-42 m (Martínez <i>et al.</i> , 2017). Se supone que la especie habita principalmente entre	Curva doble normal ajustada a 276 tallas registradas en pesquerías artesanales con redes agalleras en	Se supone que no se liberan especies comercializables. AVM de tiburones pelágicos en redes agalleras >91%. (Ellis <i>et al.</i> , 2017). Se supone 100% de MPL para tiburones martillo debido a la ausencia de estudios de MPL para

				0 m y 60 (± 50-144) m (Francis, 2016).	Baja California, México (Ramírez-Amaro <i>et al.</i> , 2013)	redes agalleras.
Red agallera artesanal (Tiburones-Teleósteos)	0.5°x0.5°	Septiembre-marzo	Todo el año	Pesca con redes agalleras 0-42 m (Martínez <i>et al.</i> , 2017). Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (± 50-144) m (Francis, 2016).	Curva doble normal ajustada a 276 tallas registradas en pesquerías artesanales con redes agalleras en Baja California, México (Ramírez-Amaro <i>et al.</i> , 2013)	Se supone que no se liberan especies comercializables. AVM de tiburones pelágicos en redes agalleras >91%. (Ellis <i>et al.</i> , 2017). Se supone 100% de MPL para tiburones martillo debido a la ausencia de estudios de MPL para redes agalleras.
Palangre artesanal (Dorado)	5°x5°	Octubre-marzo	Todo el año	Pesca lances someros 0-100 m (Santana-Hernández <i>et al.</i> , 1998). Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (± 50-144) m (Francis, 2016).	Curva doble normal ajustada a 197 tallas registradas en pesquerías artesanales de palangre en Baja California, México (Ramírez-Amaro <i>et al.</i> , 2013)	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. No hay estimaciones de AVM o MPL en el OPO o el Pacífico. La estimación de AVM de las pesquerías palangreras pelágicas industriales en los océanos Atlántico e Índico oscila entre el 62% (Fernandez-Carvalho <i>et al.</i> , 2015) y el 84% (Coelho <i>et al.</i> , 2011). Se supone que la AVM tras la prohibición de los reinales de acero se reduce en un 31% (Bigelow <i>et al.</i> , 2022) al 41% (Scott <i>et al.</i> , 2022) como para los tiburones carcarrinidos. No se dispone de estimaciones de MPL, pero <i>S. mokarran</i> tiene estimaciones de MPL del 46% (Gallagher <i>et al.</i> , 2014b) al 50% (Binstock <i>et al.</i> , 2023).
Palangre artesanal (atún-peces picudos-tiburones)	5°x5°	Abril-septiembre	Todo el año	Se supone que la pesca es similar a la de la flota palangrera industrial, que pesca con lances profundos de 0 a 300 m. Se supone que la especie habita principalmente entre 0 m y 60 (± 50-144) m (Francis, 2016).	Curva doble normal ajustada a 197 tallas registradas en pesquerías artesanales de palangre en Baja California, México (Ramírez-Amaro <i>et al.</i> , 2013)	Se supone que no hay liberación de especies comercializables. No hay estimaciones de AVM o MPL en el OPO o el Pacífico. La estimación de AVM de las pesquerías palangreras pelágicas industriales en los océanos Atlántico e Índico oscila entre el 62% (Fernandez-Carvalho <i>et al.</i> , 2015) y el 84% (Coelho <i>et al.</i> , 2011). Se supone que la AVM tras la prohibición de los reinales de acero se reduce en un 31% (Bigelow <i>et al.</i> , 2022) al 41% (Scott <i>et al.</i> , 2022) como para los tiburones carcarrinidos. No se dispone de estimaciones de MPL, pero <i>S. mokarran</i> tiene estimaciones de MPL del 46% (Gallagher <i>et al.</i> , 2014b) al 50% (Binstock <i>et al.</i> , 2023).

ANEXO 3. Mapas que muestran las distribuciones predichas del tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*; FAL), la cornuda común (*Sphyrna lewini*; SPL), la cornuda gigante (*S. mokarran*; SPK) y la cornuda cruz (*S. zygaena*; SPZ) capturados en las pesquerías pelágicas del Océano Pacífico oriental superpuestas a los registros de presencia utilizados para modelar estas distribuciones.

