

COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL
GRUPO DE TRABAJO SOBRE CAPTURA INCIDENTAL

11ª REUNIÓN

(por videoconferencia)
10-11 de mayo de 2022

DOCUMENTO BYC-11-02 REV

ESTADO DE VULNERABILIDAD Y EFICACIA DE MEDIDAS POTENCIALES DE
CONSERVACIÓN DE LA POBLACIÓN DE TORTUGA LAÚD DEL PACÍFICO ORIENTAL
(*DERMOCHELYS CORIACEA*) UTILIZANDO EL ENFOQUE EASI-FISH

Comisión Interamericana del Atún Tropical

Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas

Grupo de Trabajo Conjunto *ad hoc* CIAT-CIT sobre la Tortuga Laúd del OPO

ÍNDICE

RESUMEN	3
INTRODUCCIÓN.....	4
MÉTODOS.....	7
1.1. Recopilación de datos	7
1.2. Evaluando la susceptibilidad como un sustituto de mortalidad instantánea por pesca (<i>F</i>).....	11
1.3 Productividad	15
1.4 Caracterización de la productividad de las especies utilizando modelos por recluta	15
1.5 Puntos Biológicos De Referencia (PBR).....	17
1.6 Implementación del modelo	17
1.7 Definición de escenarios hipotéticos con el objetivo de reducir el estado de vulnerabilidad de las tortugas laúd	17
1.8. Consideraciones adicionales	20
RESULTADOS	21
2.1. Estimaciones de susceptibilidad y un sustituto de mortalidad por pesca (<i>F</i>).....	21
2.2. Estado de vulnerabilidad de las tortugas laúd en el OPO.....	22
DISCUSIÓN	24
3.1. EASI-Fish demuestra la eficacia potencial de varias de las MCO en la resolución C-19-04.....	24
3.2. Características de los escenarios de MCO de mejor desempeño.....	25
3.3. Medidas específicas de conservación y sus beneficios potenciales para la conservación de la tortuga laúd del OPO	26
3.4 Vedas espaciales y temporales	27
RECOMENDACIONES PARA EL TRABAJO FUTURO	28
4.1. Estimaciones mejoradas de parámetros del EASI-Fish	28
4.2. Informe mejorado del esfuerzo de pesca espacialmente explícito	29
4.3. Evaluación de la viabilidad de la ordenación y efectos de la implementación de las MCO en el ecosistema	30
CONCLUSIONES	30
AGRADECIMIENTOS	31
REFERENCIAS.....	31
FIGURAS	Error! Bookmark not defined.
TABLAS	Error! Bookmark not defined.

PARTICIPANTES DEL GRUPO DE TRABAJO CONJUNTO *AD HOC* SOBRE LA TORTUGA LAÚD DEL OPO (EN ORDEN ALFABÉTICO, POR PAÍS)

País	Participantes
Chile	Leslie Camila Bustos y Luis Cocas (Subsecretaría de Pesca y Agricultura); Ljubitza Clavijo, Iliá Cari, Rodrigo Vega, Patricia Zárate, (Instituto del Fomento Pesquero)
Colombia	Juan Manuel Rodríguez-Baron (JUSTSEA Foundation, University of North Carolina Wilmington)
Costa Rica	José Miguel Carvajal (Instituto Nacional Costarricense de Pesca y Acuicultura); Rotney Piedra (Sistema Nacional de Áreas de Conservación); Sandra Andracka y Liliana Rendón (EcoPacífico+)
Ecuador	Marco Herrera (Instituto Nacional de Pesca); Jenifer Suárez (Parque Nacional Galápagos)
México	Heriberto Santana (Instituto Nacional de Pesca)
Panamá	Marino Abrego (Ministerio de Ambiente Panamá); Callie Veelenturf (The Leatherback Project)
Perú	Miguel Perez y Javier Quiñones (Instituto del Mar del Perú); Joanna Alfaro y Jeff Mangel (ProDelphinus); Nelly de Paz (ACOREMA)
Estados Unidos	Ann Marie Lauritsen (United States Fish y Wildlife Service), Barbara Schroeder, Brian Stacy y Yonat Swimmer (National Oceanic y Atmospheric Administration)
Secretaría CIT	Verónica Cáceres, Luz Helena Rodríguez; Bryan Wallace (Ecolibrium, Inc)
IATTC	Shane Griffiths, Jon Lopez

RESUMEN

Las pesquerías pelágicas industriales y de pequeña escala (es decir, ‘artesanales’) del Océano Pacífico oriental (OPO) interactúan con una de las especies más vulnerables a la captura incidental, la población de tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*) del Océano Pacífico oriental. Dada la longevidad de la especie, su lento desarrollo, bajo potencial reproductivo y el tamaño críticamente pequeño de la población, actualmente, esta se encuentra listada por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) como “En Peligro Crítico (CR)”. Desde el 2008 (resolución [C-07-03](#)), las pesquerías atuneras del OPO tienen la obligación de asegurar, por todos los medios prácticos, la manipulación y liberación segura de las tortugas marinas capturadas. El 1 de Enero del 2021, entró en vigor una resolución actualizada ([C-19-04](#)) que somete a las pesquerías de atún del OPO a cumplir diferentes medidas diseñadas para reducir la captura incidental de tortugas marinas, en particular el uso de anzuelos circulares y peces como cebo en lances someros de palangre. Sin embargo, la baja frecuencia de los encuentros con embarcaciones pesqueras dificulta el análisis estadístico de los datos de estos “eventos poco comunes” utilizando métodos convencionales para evaluar la condición de las poblaciones de tortugas marinas. En consecuencia, se necesitan medios alternativos para evaluar el estado de vulnerabilidad y entender mejor la eficacia potencial de diferentes medidas de conservación y ordenación (MCO) para mejorar la conservación de las tortugas marinas. En respuesta a esto, el personal de la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) desarrolló la Evaluación de Riesgos Ecológicos (ERE) espacialmente explícita — Evaluación Ecológica del Impacto Sostenible de las Pesquerías, EASI-Fish (En inglés, *Ecological Assessment for the Sustainable Impacts of Fisheries*, EASI-Fish)— para cuantificar la vulnerabilidad de especies capturadas incidentalmente, tales como la población de tortuga laúd del OPO, a los impactos acumulativos de diferentes pesquerías en el OPO y para simular escenarios hipotéticos de MCO que podrían mitigar los riesgos para la especie, derivados de las pesquerías. Este documento describe el proyecto de investigación colaborativo de un grupo de trabajo conjunto *ad hoc* conformado por participantes de la CIAT, la Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas (CIT) y expertos internacionales en tortugas marinas donde se utilizó el EASI-Fish para explorar los cambios en el estado de vulnerabilidad de la subpoblación de laúd del OPO. Este grupo de trabajo desarrolló 70 escenarios hipotéticos diferentes de MCO, simulados para las pesquerías industriales (cerco y palangre) y artesanales (palangre y red agallera) del OPO en un año representativo reciente (2019). Las MCO incluyeron la reducción de las tasas de captura incidental (es decir, “selectividad de contacto” en EASI-Fish) y la mortalidad poscaptura (MPC), implementando el uso de anzuelos circulares y/o cebo de pescado en pesquerías con palangre, iluminación de redes agalleras, mejores prácticas de manipulación y liberación de tortugas laúd capturadas incidentalmente, y combinaciones de MCO. El escenario “*statu quo*” reveló que el sustituto de mortalidad por pesca (\tilde{F}_{2019}) y la biomasa reproductora del stock por recluta (BSR_{2019}) excedieron los puntos de referencia biológicos precautorios ($F_{80\%}$ y $BSR_{80\%}$), clasificando la población de tortuga laúd del OPO como “más vulnerable”. Las pesquerías palangreras industriales y artesanales tuvieron los valores más altos de \tilde{F}_{2019} , probablemente porque también tuvieron el mayor traslape espacial con la distribución modelada de la especie (61% y 34%, respectivamente). Solamente 42 de los 70 escenarios resultaron en una mejora significativa con respecto a la vulnerabilidad de la tortuga laúd del OPO (es decir, “menos vulnerable”). Aunque el uso de anzuelos circulares, cebo de pescado, y en una menor medida de mejores prácticas de manipulación y liberación predijeron una reducción en la vulnerabilidad cuando se examinaron individualmente, con una gran diferencia, los escenarios más efectivos se dieron utilizando la combinación de estas tres medidas, o la combinación de anzuelos circulares con cebo de pescado o de anzuelos circulares con mejores prácticas. Sin embargo, los beneficios que predice el EASI-Fish para los escenarios de las MCO asumen que 1) hay 100% de cumplimiento con la implementación de las MCO en el total de cada pesquería donde aplican y 2) que las MCO alcanzan los niveles estimados de eficiencia que se ingresaron al modelo. De esta forma, los resultados de los escenarios del modelo proporcionan estimaciones de las posibilidades que existen bajo estas condiciones,

en comparación con el *statu quo* en condiciones ideales. Este ejercicio de modelado proporciona resultados detallados que permiten evaluar la eficacia potencial de las MCO establecidas en la resolución [C-19-04](#) respecto a la reducción de los impactos de la captura incidental en las tortugas laúd del OPO y pueden informar el desarrollo de estrategias por pesquería para implementar las MCO descritas.

INTRODUCCIÓN

Las pesquerías mundiales han iniciado un cambio significativo en el paradigma de la ordenación tradicional de la pesca, pasando de un enfoque en especies individuales de importancia económica a considerar los impactos ecológicos de la pesca en especies no objetivo, hábitats y ecosistemas en general. De acuerdo con la Convención de Antigua (IATTC, 2003), la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) ha adoptado formalmente un enfoque ecosistémico para la ordenación de las pesquerías de atún en el Océano Pacífico oriental (OPO). Por ejemplo, el Artículo VII 1(f) de la Convención ordena “*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...*”.

Sin embargo, estos objetivos de sostenibilidad ecológica pueden ser difíciles de demostrar en la práctica, debido a la falta de información confiable sobre la biología y las capturas de la gran variedad de especies no objetivo que interactúan con las pesquerías, directa o indirectamente, y especialmente sobre aquellas con poco o ningún valor económico (es decir, consumo). Por tanto, evaluar todas las especies afectadas utilizando métodos tradicionales de evaluación de poblaciones, es a menudo tanto costoso como impráctico. Para abordar este problema, el personal de la CIAT desarrolló un enfoque cuantitativo flexible espacialmente explícito de evaluación de riesgos ecológicos o Evaluación Ecológica del Impacto Sostenible de las Pesquerías, —en inglés *Ecological Assessment of Sustainable Impacts of Fisheries* (EASI-Fish)— específicamente diseñado para cuantificar los impactos acumulativos de múltiples pesquerías en especies de captura incidental con datos limitados (Griffiths *et al.* 2019a). El enfoque ha sido utilizado recientemente en el OPO para priorizar la vulnerabilidad de varios grupos de especies capturadas incidentalmente en las pesquerías atuneras industriales (Griffiths *et al.* 2019a) y especies de tiburones capturadas en las pesquerías industriales y artesanales (SAC-13-11) para explorar la eficacia de las potenciales medidas de conservación y ordenación (MCO) de la mantarraya (*Mobula mobular*) en el OPO (Griffiths *et al.* 2019b).

Se ha documentado que las pesquerías del OPO interactúan con al menos 117 taxones, incluyendo teleósteos, elasmobranquios, tortugas marinas, aves marinas y mamíferos marinos (Duffy *et al.* 2016). Con las prácticas pesqueras actuales, algunas de estas especies son inevitablemente capturadas incidentalmente y presentan problemas de conservación significativos a ser abordados por la CIAT y sus Miembros y no Miembros Cooperantes (CPC). Las tortugas marinas son un grupo particularmente vulnerable a la captura incidental en el OPO. A pesar de la baja frecuencia en las interacciones de tortugas con la pesquería de cerco del OPO (Hall and Roman 2013; Lezama-Ochoa *et al.* 2019), su lenta tasa de crecimiento, edad tardía de maduración, baja fecundidad (Avens *et al.* 2020) y, dependiendo de la especie, el tamaño reducido de sus poblaciones las hace particularmente sensibles a las fuentes antropogénicas de mortalidad, como la pesca. Esto hace de la captura incidental de tortugas marinas un problema de conservación significativo para las pesquerías de atún del OPO, donde en 2019 se hicieron al menos 33,125 lances de cerqueros y se desplegaron 147 millones de anzuelos en palangres (IATTC, 2020). Las tortugas marinas enfrentan amenazas similares en las pesquerías de atún (y otras especies) en todas las áreas del mundo donde se distribuyen (Wallace *et al.* 2013a). Por ende, una mejor evaluación de los efectos relativos de la captura incidental en las pesquerías de atún proporcionaría información valiosa tanto para los gestores pesqueros como para los conservacionistas.

Algunos instrumentos de conservación internacional se han desarrollado para las tortugas marinas, como su inclusión en los Apéndices I y II de la Convención de las Especies Migratorias (CMS) (CMS, 2015) y en el Apéndice I de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas (CITES) (CITES, 2016). Estas medidas fueron necesarias para cumplir metas regionales de conservación y para frenar el comercio internacional de productos de tortugas marinas (por ejemplo, huevos, carne, materiales del caparazón). Asimismo, algunas Organizaciones Regionales de Ordenación Pesquera (OROP) atuneras han desarrollado medidas de conservación para específicamente reducir la captura incidental de tortugas marinas en pesquerías de palangre y de cerco. En el OPO, por ejemplo, la resolución de la CIAT [C-19-04](#) entró en vigor el 1 de enero del 2021 y prohíbe la retención de tortugas marinas en todas las embarcaciones, requiere su liberación inmediata utilizando mejores prácticas de manipulación y liberación, como las detalladas por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO 2009), para reducir la mortalidad poscaptura (MPC). La resolución [C-19-04](#) también exige el uso de una o más MCO de un ‘menú’ de opciones de técnicas potenciales de mitigación que se ha demostrado reducen la frecuencia y severidad de las interacciones entre las artes de pesca de palangre y las tortugas marinas, incluyendo el uso de anzuelos circulares grandes y de peces como cebo.

Además, la Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas (CIT) es un tratado intergubernamental que proporciona el marco legal para que los países en las Américas tomen medidas para beneficiar la conservación, protección y recuperación de las poblaciones de tortugas marinas, tanto en las playas de anidamiento como en las aguas territoriales de las Partes de la CIT. Preocupados por el estado crítico de la tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*) en el OPO, en 2015, la CIT adoptó la resolución [CIT-COP7-2015-R2](#) que solicita a las partes de la CIT realizar esfuerzos para reducir la captura incidental de las laúd del OPO utilizando también las recomendaciones de la resolución CIT [COP3/2006/R-2](#) de ejecutar los lineamientos de la FAO para reducir la mortalidad de tortugas marinas en operaciones pesqueras (FAO, 2009).

En 2011, la CIT y la CIAT establecieron un Memorando de Entendimiento (MdE) para promover una colaboración sobre medidas de conservación enfocadas en las tortugas marinas. Comprender el alcance de las medidas previamente implementadas por la CIAT podría reducir la vulnerabilidad de las tortugas marinas a los impactos de la pesca y facilitar la implementación de la resolución [C-19-04](#). Para abordar esta necesidad, el Grupo de Trabajo sobre Captura Incidental y el Comité Científico Asesor de la CIAT recomendaron un estudio colaborativo entre la CIT y la CIAT¹, bajo el MdE entre las dos convenciones, para evaluar la vulnerabilidad de las tortugas laúd en el OPO bajo diferentes escenarios de ordenación descritos en la resolución [C-19-04](#).

La tortuga laúd se encuentra distribuida en aguas tropicales a templadas de todo el mundo y puede ser encontrada en aguas pelágicas tanto costeras como oceánicas (Pritchard 2015). La especie tiene una edad máxima registrada (t_{max}) de 48 años (Jones *et al.*, 2011), exhibe baja fecundidad (~65 huevos por nidada, ~5 nidadas por temporada, anida cada 3 a 4 años; promedio del éxito de eclosión es <50%; Laúd OPO Network, 2020) y las hembras alcanzan la madurez aproximadamente entre los 12–20 años de edad (Avens *et al.* 2009; Avens *et al.* 2020). Particularmente para la población de tortuga laúd del Pacífico oriental, una combinación de esta baja productividad y alta susceptibilidad a la captura incidental — además de otras amenazas como el consumo humano de huevos o la pérdida de su hábitat— en el OPO ha causado una reducción estimada de más del 90% de las hembras anidadoras desde los años 80 (Laúd OPO Network 2020). En consecuencia, la población de tortuga laúd del OPO está en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) como “En

¹ Por ello, el personal científico de la CIAT, la Secretaría de la CIT y los representantes de las Partes Contratantes, así como otros expertos en tortugas marinas, crearon en 2020 el Grupo de Trabajo Conjunto *ad hoc* sobre la Tortuga Laúd del OPO (en lo sucesivo, grupo de trabajo)

Peligro Crítico” (Wallace *et al.* 2013b).

Existen numerosas evidencias de que la población de la tortuga laúd del Pacífico oriental ha sido severamente afectada por la mortalidad en la pesca incidental, lo que ha impulsado la disminución de la población en el largo plazo y probablemente continúa evitando su recuperación (; Wallace *et al.* 2013b;). Un análisis reciente sobre la viabilidad poblacional de la población del OPO (que actualmente se estima tiene menos de 1,000 adultos) predijo que, bajo las condiciones pesqueras y ambientales actuales, podría ser extirpada de la región dentro de los próximos 60 años (Laúd OPO Network 2020). En contraste, el análisis predijo que la población podría eventualmente estabilizarse y crecer, si los esfuerzos de conservación incrementan la supervivencia de adultos y sub-adultos (es decir, reducen la mortalidad por pesca) en al menos 20%, y si también se incrementa la producción de neonatos mediante el fortalecimiento de la ordenación y la protección de las nidadas. Ya que la pesca parece ser la única fuente antropogénica significativa de mortalidad en etapas de vida avanzadas (subadultos y adultos) que actualmente afecta a esta población, la reducción de la mortalidad en estas etapas puede ser considerada como un sustituto para reducir la mortalidad por captura incidental.

Informes recientes sobre las tasas de captura incidental de tortuga laúd del OPO indican una relativamente baja frecuencia en las pesquerías de cerco y palangre del OPO (Hall y Roman 2013; Griffiths y Duffy 2017; Lezama-Ochoa *et al.* 2017; Lezama-Ochoa *et al.* 2019a), lo cual puede ser producto de una combinación entre la reducida abundancia de la población, mejores medidas de conservación (por ejemplo, [C-04-07](#) y [C-07-03](#)) en algunas flotas (por ejemplo, uso de anzuelos circulares, mejores prácticas de manipulación), y pocos reportes debido a una baja cobertura de observadores en la mayoría de las flotas (por ejemplo, ~5% o menos en altamar y en flotas de palangre costeras de naciones del OPO). Dado que la tasa de reportes de encuentros con tortugas laúd es muy baja comparada con la frecuencia de captura de especies objetivo, no existen datos suficientes para realizar evaluaciones tradicionales de poblaciones pesqueras.

El objetivo general de este documento es proporcionar a los Miembros y CPC de la CIAT y la CIT información relevante para la implementación de la resolución [C-19-04](#) y la resolución [CIT-COP7-2015-R2](#), identificando potenciales medidas efectivas de conservación y ordenación (MCO) que podrían, de forma individual o al unísono, mejorar el estado de conservación de la población de tortuga laúd del OPO. Para alcanzar esta meta, el grupo de trabajo conjunto *ad hoc* se propuso evaluar la eficacia de varias MCO, principalmente las requeridas en la resolución [C-19-04](#), en reducir los impactos de la pesca sobre la población de la tortuga laúd del OPO. Específicamente, este grupo de trabajo desarrolló escenarios hipotéticos que incorporaron diferentes MCO para entender las mejoras potenciales en cuanto al estado de vulnerabilidad de la población de tortuga laúd del OPO dada por: i) la reducción de la mortalidad poscaptura (MPC) en clases de tamaño específicas de tortugas mediante el mejoramiento de prácticas de manipulación y liberación, ii) la implementación del uso de anzuelos circulares y/o cebo de pescado para reducir la tasa de interacción y la mortalidad causada por heridas por enganches, iii) ampliar la duración de la veda de pesca industrial con cerco existente en el OPO, iv) utilizar iluminación para reducir las interacciones con redes agalleras artesanales y v) utilizar combinaciones de estas medidas simultáneamente. Este documento da seguimiento a un esfuerzo exploratorio previo (Griffiths *et al.* 2019b, IATTC BYC10-INF-B), y por ende se debe considerar como uno de numerosos pasos para cuantificar 1) los impactos actuales de la captura incidental por pesquerías del OPO en las laúd y 2) la potencial eficacia de los esfuerzos para reducir la captura incidental de las tortugas laúd del OPO. Este documento presenta nuevos datos (por ejemplo, un modelo de hábitat idóneo por especie, datos de captura en pesquerías de pequeña escala), escenarios hipotéticos, y resultados que brindan nuevas ideas sobre los escenarios de conservación relevantes para la reducción de la vulnerabilidad de la tortuga laúd del OPO a las pesquerías del OPO.

MÉTODOS

1.1. Recopilación de datos

EASI-Fish requiere insumos de varios tipos de información para poder calcular la vulnerabilidad de una especie a los impactos de las pesquerías. Los datos primordiales son las áreas en donde operan las pesquerías y el área de ocurrencia de la especie de interés. Estos son los datos más relevantes porque el EASI-Fish realiza cálculos de la mortalidad causada por la pesca y la vulnerabilidad de las especies a estos impactos de la pesca, solamente en las áreas donde ocurren tanto las operaciones pesqueras como la especie. Por lo tanto, recopilar los datos necesarios para poder generar mapas integrales de la superposición del esfuerzo pesquero y la ocurrencia de la especie es esencial para producir resultados robustos y realistas de los modelos EASI-Fish.

Durante la fase inicial de este proyecto (Griffiths *et al.* 2020), se recopilaron mapas del esfuerzo pesquero de las pesquerías industriales (es decir, datos de observadores de palangre y cerco de la CIAT) y se infirieron áreas de pesca artesanal dentro de las Zonas Económicas Exclusivas (ZEE) de estudios disponibles. Adicionalmente, debido a que no existía un modelo cuantitativamente derivado de distribución de la especie, se usó una distribución estática basada en los límites de distribución definidos para la tortuga laúd del OPO (Wallace *et al.* 2011) utilizando una probabilidad de ocupación *de filo de cuchillo* (Ψ) de 1 por cada $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ dentro de estos límites, para generalizar las áreas de presencia de la especie en la región. Sin embargo, se reconoció que ambos tipos de datos fundamentales requerían incrementos y mejoras significativos para asegurar resultados más robustos y útiles en fases subsiguientes del proyecto. Recomendaciones de la primera fase (Griffiths *et al.* 2020) incluyeron una cobertura más integral del esfuerzo pesquero, incluyendo datos de la mayor cantidad de pesquerías relevantes que sea posible y un mapa de distribución de la especie mucho más sofisticado.

Por lo tanto, dada la importancia fundamental de incluir información robusta sobre las distribuciones tanto de la especie como de las pesquerías con las cuales interactúa incidentalmente, el grupo de trabajo se enfocó, durante la presente fase de este proyecto (2019 al presente), en elaborar mapas del esfuerzo pesquero y datos sobre la presencia de la tortuga laúd, particularmente dentro de las ZEE de los países en la región. El grupo de trabajo recopiló datos sobre el esfuerzo pesquero de 18 pesquerías distintas (siete industriales y 11 nacionales o artesanales) (Tabla 1) y elaboró nuevos mapas regionales sobre la distribución de la tortuga laúd que representan un periodo de casi 20 años. Estos productos fueron insumos claves al modelo EASI-Fish para estimar los impactos de las pesquerías sobre la tortuga laúd del OPO. En las siguientes secciones se describen estos datos y otros insumos a los parámetros de EASI-Fish.

1.1.1. *Ámbito espacial de la región y definición de las pesquerías incluidas en la evaluación*

La presente evaluación de tortugas laúd incorporó toda el área de la Convención de la CIAT en el OPO (definida como la región desde la costa de las Américas hasta los 150°O entre 50°S y 50°N) y caracteriza la población de tortugas y las pesquerías del OPO del 2019 únicamente. Sin embargo, con base en evidencia de estudios genéticos (Dutton *et al.* 1999) y estudios de desplazamiento utilizando marcas convencionales (Sarti Martínez *et al.*, 2007; Troëng *et al.*, 2007) y electrónicas (Benson *et al.*, 2011; Shillinger *et al.*, 2011; Schick *et al.*, 2013) el OPO alberga dos poblaciones diferentes de tortuga laúd (Laúd OPO Network 2020). Esta evidencia fue utilizada por Wallace *et al.* (2011) en el desarrollo de dos Unidades Regionales de Manejo (URMs) —en lo sucesivo denominadas "poblaciones"— para las especies del Océano Pacífico; la población del Pacífico occidental y la población del Pacífico oriental (Fig. 1), fueron clasificadas según la ubicación de las playas de anidamiento utilizadas por cada población. Dentro de la población del OPO, las tortugas laúd habitan en áreas de alta mar mucho más allá de la llanura abisal frente a Suramérica (Donoso y Dutton, 2010; Shillinger *et al.*, 2011; Bailey *et al.*, 2012), y en áreas neríticas costeras en aguas suramericanas donde se alimentan de medusas escifozoas (Quiñones *et al.* 2021; Fig. 1).

Debido a que esta amplia distribución se traslapa con varios tipos de hábitat diferentes, las tortugas laúd son vulnerables a las interacciones de captura incidental con las pesquerías industriales y artesanales de la región. El Área de la Convención de la CIAT se sobrepone más con la distribución de la población del OPO (100%) que con la población del Pacífico occidental (11%). De hecho, de las 112 interacciones con tortuga laúd registradas por observadores a bordo de embarcaciones de cerco operando en el OPO entre 1993–2019, 105 (94%) se presentaron dentro del área de la población del OPO definida por Wallace *et al.* (2011) (Datos de observadores de la CIAT no publicados). Por ende, el presente estudio solamente incluye a la población del OPO y evalúa su vulnerabilidad con respecto a las actividades de las flotas pesqueras industriales y costeras de pequeña escala (aquí llamadas artesanales). En la Tabla 1 se detallan las fuentes de los datos, el periodo de cobertura de los datos y el procesamiento de los conjuntos de datos para cada pesquería industrial y artesanal incluidos en este estudio.

Pesquerías industriales

Las pesquerías industriales incluyeron buques atuneros palangreros grandes (LSTLFV, por sus siglas en inglés) (aquí denominadas “pesquería industrial con palangre”) y dos pesquerías con cerco (clase 6 con capacidad de carga >363 mt y clases 1–5 de <363 mt). Los datos de estas pesquerías fueron obtenidos de las bitácoras de las embarcaciones o recolectados por observadores científicos a bordo, o enviados a la CIAT por sus Miembros siguiendo las resoluciones [C-03-05](#) y [C-19-08](#) y lo descrito en el documento [SAC-08-07b](#). Específicamente, los datos de la pesquería industrial con palangre se derivaron de embarcaciones >24 m de eslora total (LOA) incluidos en el Registro Regional de Buques de la CIAT y que están autorizados a pescar atún y especies afines. Estos buques proporcionan informes mensuales de captura y esfuerzo pesquero en una resolución de al menos 5° x 5° provenientes de programas de observadores nacionales que monitorean al menos 5% del esfuerzo pesquero de los LSTLFV de más de 20 m LOA según lo requerido por la resolución [C-19-08](#).

Los datos de esfuerzo que caracterizan las embarcaciones de la pesquería de cerco 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 sus Programas Nacionales en 2019, con una cobertura del 100% del esfuerzo pesquero. La pesquería comprende tres subpesquerías basadas en el tipo de lance: i) lances asociados a objetos flotantes (OBJ), ii) lances asociados a delfines (DEL), y iii) lances sobre atunes no asociados (NOA).

Hay una gama de buques de cerco más pequeños que operan en el OPO, desde embarcaciones de menor tamaño (clases 1–2) que están generalmente confinadas a aguas costeras, a embarcaciones comerciales más grandes (clases 3–5) que frecuentemente pescan en alta mar. De los 75 buques de clases 1-5 que pescaron en el OPO en 2019, solo 10 llevaban un observador. Sin embargo, el Tuna Conservation Group (TUNACONS), un consorcio de compañías atuneras ecuatorianas, ha desplegado observadores en embarcaciones voluntarias desde el 2018 con una cobertura del 12% del total de viajes reportados por este componente de la flota en 2019 (CIAT, datos sin publicar). Los científicos de la CIAT todavía no han determinado si los datos recolectados por TUNACONS a la fecha son representativos de la flota de clases 1-5 en términos de características de los aparejos, 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 que se consideran representan la cobertura espacial mínima de la pesquería. Mediante una recolecta oportunista del personal de la CIAT se obtuvieron copias de los registros de las bitácoras resumiendo las actividades de pesca de las embarcaciones de clases 1–5 en varios puertos de descarga. La pesquería que comprende las embarcaciones de clases 1–5 también puede separarse por el tipo de lance como la flota de clase 6, aunque esta flota no realiza lances sobre delfines. La posición de cada lance para las embarcaciones de clases 1–6 se asignó a la celda más cercana de 0.5° x 0.5° para definir cada pesquería.

Pesquerías artesanales

Al contrario de las pesquerías industriales con cerco y palangre del OPO, el esfuerzo de las numerosas flotas artesanales que operan en las ZEE de los países del OPO suele tener una cobertura por observadores muy baja (de haberla) y está generalmente pobremente documentado. La falta de datos de esfuerzo confiables ha sido la razón principal por la cual las flotas artesanales no se han incluido en evaluaciones EASI-Fish previas sobre pesca incidental en el OPO (Griffiths *et al.*, 2019a; Griffiths *et al.*, 2019b). Sin embargo, las tortugas laúd —así como otras especies de tortugas marinas— han demostrado estar bastante afectadas por las pesquerías artesanales costeras con redes agalleras y palangre, particularmente en áreas de forrajeo, migración y reproducción (Wallace *et al.*, 2013a). Por esto se consideró especialmente importante cotejar cualquier fuente disponible de datos sobre esfuerzo de pesquerías artesanales para incluirlo en la evaluación.

El programa de investigación a largo plazo de la CIAT, que examinó los efectos de los diferentes tipos de anzuelos en las tasas de captura incidental, proporcionó datos razonablemente detallados sobre el esfuerzo de los buques palangreros artesanales en toda Centroamérica, en parte reportados por Andraka *et al.* (2013). Durante la fase inicial del proyecto (2018-2019; Griffiths *et al.* 2020), había alguna información disponible en mapas de esfuerzo publicados en artículos científicos (Andraka *et al.*, 2013; Martínez-Ortiz *et al.*, 2015), informes (e.g., Ayala *et al.* 2008; Martínez *et al.* 2017) o mapas no publicados, con datos de observadores proporcionados por el Programa de Observadores de Tiburón de México del Fideicomiso de Investigación para el desarrollo del Programa Nacional de Aprovechamiento del Atún y Protección de Delfines y Otros en torno a Especies Acuáticas Protegidas (FIDEMAR). Sin embargo, existían algunos vacíos espaciales importantes de información sobre la captura y/o esfuerzo pesquero en la región del OPO, incluyendo pesquerías artesanales no reglamentadas y no declaradas (e.g., Doherty *et al.* 2014); la elaboración de mapas más completos para llenar estos vacíos de información fue una recomendación clave de la primera fase de este proyecto (Griffiths *et al.* 2020).

Por lo tanto, en esta segunda fase del proyecto (2019-2022), el grupo de trabajo recopiló mapas del esfuerzo pesquero de varias pesquerías artesanales operando en las ZEE de cinco países del OPO (Tabla 1.) Estos mapas se digitalizaron y georreferenciaron y el esfuerzo pesquero se estableció en una resolución apropiada —usualmente celdas de 0.5° x 0.5°— utilizando el programa QGIS (ver ejemplo en la Figura 2). Así como en la primera fase de este proyecto, complementamos estos aportes con información de estudios publicados que evaluaron la captura incidental de tortugas laúd en las pesquerías artesanales en el OPO (Alfaro-Shigueto *et al.* 2018; Ortíz-Álvarez *et al.* (2020). Por ejemplo, Ortíz-Álvarez *et al.* (2020) mapearon los puertos de pesca artesanal desde el norte del Golfo de California, en México, hasta la frontera sur de Colombia, mientras que Alfaro-Shigueto *et al.* (2018) mapearon los puertos pesqueros de Ecuador y Chile. Dado que estos dos estudios se basaron en entrevistas a pescadores en puerto sobre las características de su operación pesquera y las interacciones con especies protegidas como las tortugas marinas, no hubo datos sobre esfuerzo espacialmente explícito para determinar dónde pescan las embarcaciones de estos puertos. Sin embargo, varias fuentes evidencian que las pesquerías artesanales frecuentemente atraviesan 1 grado de latitud (~111 km) para llegar a sus caladeros de pesca predilectos, aunque muchos viajan mucho más lejos para buscar grandes peces pelágicos (see Martínez-Ortiz *et al.* 2015). Por ende, fue razonable asumir que, en 2019, hubo una expansión de al menos una unidad dentro de cada celda de 0.5° adyacente a cada puerto.

A veces, la distinción entre las embarcaciones industriales y artesanales es poco clara a escala regional del OPO (aunque suele estar clara a escala nacional) ya que comúnmente estas últimas son multiaparejo (palangre y redes agalleras) y multiespecíficas, intercambiando sus especies objetivo entre atún, marlín, tiburón y dorado según la temporada (Martínez-Ortiz *et al.* 2015; Siu and Aires-da-Silva 2016). Por otra parte, las flotas pesqueras de los países suramericanos tienen características diferentes a las de los países mesoamericanos, detalle que no se ha tomado en cuenta en el presente análisis. A pesar de que algunas

de estas embarcaciones artesanales pueden ir mar adentro (por ejemplo, flotas de mediana y gran escala), la mayoría son de menos de 15 m LOA (generalmente llamadas “pangas”) y su operación es más costera. En contraste, la pesquería palangrera mexicana nacional de tiburón utiliza embarcaciones (frecuentemente >27 m LOA) y aparejos configurados para lances someros similares a aquéllos utilizados por la flota palangrera de alta mar (Sosa-Nishizaki *et al.* 2020). Por consiguiente, para el propósito de este estudio, esta flota mexicana fue incluida como parte de la flota palangrera industrial.

La mayoría de Estados costeros tiene algún tipo de programa de inspección de descarga, implementado con propósito de cumplimiento (Siu and Aires-da-Silva 2016). Desafortunadamente, la cobertura de observadores de estas flotas es extremadamente baja y los datos son muy limitados para propósitos científicos. A pesar que se vienen desarrollando programas de muestreo para flotas de naciones costeras (see Oliveros-Ramos *et al.* 2019), estos datos todavía no están disponibles. Por lo tanto, se consideró que utilizar mapas de alta resolución en publicaciones sobre distribución de esfuerzo era la alternativa más factible para representar la “huella” espacial de estas pesquerías en esta evaluación. Como en el caso de los datos de puertos pesqueros, los mapas de esfuerzo pesquero fueron importados a QGIS, georreferenciados y la ocurrencia en cualquier celda de la grilla de 0.5° x 0.5° —5° x 5° para la pesquería industrial de palangre— fue considerada como presencia de esfuerzo (Fig. 2).

Otras amenazas antropogénicas para la tortuga laúd

La recolecta ilegal de huevos de tortuga laúd en las playas de anidamiento del OPO puede ser una fuente de mortalidad inducida por el hombre para la población de laúd del OPO (Troëng *et al.* 2007; Santidrián Tomillo *et al.* 2008). Por esta razón, ésta fue incluida en el modelo EASI-Fish como la “pesquería de colecta de huevos”. Específicamente, la ubicación de anidamiento proporcionada por La Red de la Conservación de la Tortuga Laúd del Océano Pacífico Oriental (en adelante la Red Laúd OPO), *the State of the World’s Sea Turtles (SWOT)* (<http://seamap.env.duke.edu/swot>) y la reportada en los Informe Anuales de la CIT (<http://www.iacseaturtle.org/informes.htm>) fue ubicada en la celda de 0.5° x 0.5° más cercana para definir la extensión espacial de la “pesquería”; las estimaciones de mortalidad fueron aplicadas a estas celdas basadas en una evaluación de la población reciente (Laúd OPO Network 2020).

1.1.2. Modelo de distribución de la tortuga laúd del OPO

Para estimar el grado de interacción de las pesquerías con la población de tortuga laúd, es necesario desarrollar un modelo de distribución de especies (MDE) fiable en el que se pueda superponer el esfuerzo de cada pesquería. Para elaborar el MDE, el grupo de trabajo compiló datos de observaciones de laúd, principalmente asociadas con operaciones pesqueras en la región, incluyendo interacciones de captura incidental y avistamientos. Cada dato de observación de una laúd fue acompañado por sus coordenadas geográficas y la fecha. La base de datos final incluyó 1,088 observaciones entre 1995 y 2020, provenientes de 18 pesquerías distintas operando en las ZEE de al menos ocho países y también aquéllas en áreas fuera de jurisdicción nacional (Tabla 2; Fig. 1). Junto con los datos de presencia, también se recopilaron coordenadas y fechas de lances de diferentes pesquerías, las cuales funcionaron como datos de “ausencias” en el modelo de distribución de especie. Los datos de captura incidental típicamente son “inflados con ceros” y por ende muy pocos balanceados estadísticamente (e.g., Kuhnert *et al.* 2011), y los datos de capturas incidentales de laúd son un ejemplo claro de este fenómeno; comparado con los 1,088 registros de laúd (obtenidos principalmente por observadores a bordo) en nuestro conjunto de datos, hubo casi 500,000 lances de pesquerías en donde no se observó ninguna laúd (Tabla 2). El estado de la población en peligro crítico de extinción (Wallace *et al.* 2013b) y su abundancia severamente reducida significa que la probabilidad de observar (o capturar) a una laúd en operaciones pesqueras normales fue extremadamente baja. Este fue un factor crítico a considerar en la interpretación y aplicación de nuestros resultados. Por ello, se utilizaron árboles de regresión potenciados (BRT) (Elith *et al.* 2006) para construir el MDE, un algoritmo de aprendizaje automático diseñado para incorporar relaciones no lineales,

conjuntos grandes de datos de alta dimensión, clases desequilibradas y presencia limitada de especies (Elith *et al.* 2008; Mi *et al.* 2017).

Se notan dos características importantes de nuestros datos de observación: 1) son datos de observación dependientes de las pesquerías, y 2) datos de telemetría satelital (por ejemplo, Shillinger *et al.* 2008) no se encontraron disponibles para este análisis. Sobre el primer asunto, Degenford *et al.* (2021) utilizaron una base de datos similar, con observaciones de captura incidental de laúd en pesquerías domésticas para generar un MDE en áreas principalmente dentro de las ZEE de países Suramericanos. En nuestro caso, combinamos datos domésticos de observaciones de laúd, dependientes de las pesquerías (es decir, principalmente observaciones de captura incidental) de Panamá, Colombia, Costa Rica, Ecuador, Perú y Chile, con datos de observadores de la CIAT de todo el OPO, incluyendo la alta mar. La distribución espaciotemporal de los datos disponibles de laúd y el hecho de que provenían de múltiples tipos de operaciones pesqueras (áreas costeras y de altamar, diferentes equipos de pesca con diferentes especies objetivo) hace que esta base de datos sea la más completa disponible (Tabla 2; Fig. 1).

Sobre el segundo asunto, los datos de telemetría hubieran sido importantes sobre todo para destacar las áreas de migración (por ejemplo, desde las playas de anidación hacia el sur-suroeste; Bailey *et al.* 2012) que posiblemente no se hubieran observado en operaciones pesqueras, quizás por los periodos de residencia (Hoover *et al.* 2019). Sin embargo, los datos de telemetría disponibles están limitados a las hembras post-anadoras y generalmente solamente representan los primeros 6 a 9 meses de un intervalo de remigración de 3 a 4 años promedio (es decir, el periodo entre temporadas consecutivas de reproducción en que las tortugas están fuera de sus áreas de reproducción) (Hoover *et al.* 2019). Versiones futuras de los modelos de distribución de la tortuga laúd del OPO podrían combinar los datos de observaciones que recopilamos con datos disponibles de telemetría satelital.

El detalle sobre los métodos que se utilizaron para desarrollar el MDE se encuentran en BYC-11-01. Los resultados del MDE se utilizaron para desarrollar un mapa de predicciones de presencia de la especie (Fig. 1) para determinar la superposición volumétrica con cada pesquería dentro del marco del modelo EASI-Fish.

1.2. Evaluando la susceptibilidad como un sustituto de mortalidad instantánea por pesca (F)

Se hizo una evaluación cuantitativa de la vulnerabilidad de la población de la tortuga laúd en diferentes escenarios hipotéticos de ordenación utilizando el enfoque de EASI-Fish detallado en Griffiths *et al.* (2019a). Similar a otros enfoques de evaluación de riesgos ecológicos, EASI-Fish está compuesto de componentes separados de susceptibilidad (Tabla 3) y productividad (Tabla 4). El componente de susceptibilidad de EASI-Fish es utilizado para aproximar la tasa de mortalidad instantánea por pesca (F) que se compara con puntos biológicos de referencia (PBR) utilizados en su componente de productividad, específicamente en los modelos de rendimiento estructurado por talla y biomasa por recluta.

EASI-Fish estima la proporción de una clase de talla (j) —en las que la referencia de talla de tortugas marinas es la longitud curva del caparazón (LCC)— de la población de tortuga laúd del OPO que es susceptible a mortalidad por una pesquería x (S_{xj}) en un año dado, y es representada 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 la grilla ocupado por las tortugas laúd y G_x es el número de celdas de la grilla ocupadas con al menos una unidad de esfuerzo pesquero de la pesquería x en 2019. En este estudio, G se estimó utilizando el MDE descrito en la sección anterior. Se usaron los límites de distribución definidos para la tortuga laúd del OPO (Wallace *et al.* 2011) para eliminar presencias previstas hacia el noreste del OPO, y luego se aplicaron tres valores límite de probabilidad de ocupación (Ψ) (0.1, 0.2, y 0.3)

por cada celda de 0.5° (ver Fig. 1), con base en umbrales determinados estadísticamente y en verificación por parte de expertos. Considerando el estado crítico de la especie, seleccionamos valores límite Ψ de la probabilidad de ocurrencia conservadores para reflejar las áreas donde es más factible que la especie esté presente, aun si tuviera una abundancia muy baja y un período de ocurrencia limitado. Esta decisión fue importante para asegurar que EASI-Fish fuera incluyente en vez de excluyente —es decir, erramos del lado de la inclusión versus la exclusión— en sus cálculos de los impactos de las pesquerías sobre las tortugas laúd a lo largo de toda su distribución y de las pesquerías que interactúan con la especie.

El esfuerzo pesquero de cada pesquería en 2019, fue sobrepuesto en el mapa de la población para calcular G_x . El porcentaje de superposición de cada pesquería fue calculado dividiendo G_x en G . Los datos de esfuerzo de cerco y artesanal fueron determinados a una escala de 0.5° como se describe anteriormente. Sin embargo, los datos para la flota de pesca industrial con palangre solo estaban disponibles con resolución de 5° x 5° y de 1° x 1°, así que, de manera conservadora, se asumió que había al menos una unidad de esfuerzo en cada celda de 0.5° contenida dentro de cada grilla de esfuerzo.

Los primeros cuatro parámetros en los paréntesis de la Ecuación 1 (D_x , A_{xj} , N_{xj} , y C_{xj}) comprenden lo que en las evaluaciones poblacionales convencionales generalmente se refiere a “selectividad”, combinando, a menudo de forma implícita, la “disponibilidad de la población” (la probabilidad relativa que una tortuga de clase de talla j se ubique en el área y el momento en que la pesquería está operando) y la “selectividad de contacto” (la probabilidad relativa de que una tortuga de clase de talla j sea retenida una vez entra en contacto con el aparejo) (Millar and Fryer 1999). Ya que las curvas de selectividad de tortuga laúd no estaban disponibles para cada pesquería, se consideró importante desagregar los componentes de selectividad tanto como fuese posible, como se describe a continuación.

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 divididos en 365. En el OPO, entre 2018 y 2020, 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), incluyendo una veda de 30 días en el área conocida como el “corralito” (4°N–5°S, 96°–110°O).

La disponibilidad estacional (A_{xj}) es la proporción de la clase de talla j disponible para captura en la pesquería x , dado que algunas especies realizan migraciones extensas entre años, fuera de los límites de la pesquería, donde no están disponibles para interacciones con la misma. Dado que los estudios sobre marcado electrónico de tortugas laúd en el OPO indican desplazamientos de gran alcance durante el año (Shillinger *et al.*, 2008; Schick *et al.*, 2013), se utilizó un valor de 1.0 para la clase de talla j en la pesquería x .

La encontrabilidad (N_{xj} , *encounterability* en inglés) es la proporción de la clase de talla j que potencialmente podría encontrarse con el aparejo utilizado en la pesquería x , con base en la distribución de las especies en la columna de agua según el rango de profundidad normal del aparejo. Las profundidades promedio de buceo mínima (0 m), máxima (~200 m), y general (~50 m) de las tortugas laúd fueron definidas utilizando los resultados de los estudios sobre marcado electrónico (Shillinger *et al.* 2011). El rango de profundidad efectiva de pesca para cada pesquería del OPO fue definido como:

- 0–200 m para embarcaciones de cerco de clase 6 (Hall and Roman 2013),
- 0–120 m para embarcaciones de cerco de clases 1–5 (Ernesto Altamirano, CIAT, com. pers.),
- 0–300 m para palangres, lo cual cubre el rango de profundidad tanto de lances ‘someros’ como de lances ‘profundos’ (see Griffiths *et al.* 2017),
- 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 para ‘dorado’ como para

lances más profundos para ‘atún/marlines/tiburones’ (see Andraka *et al.* 2013),

- 0–100 m para redes agalleras de lances someros de pesquería artesanal que típicamente están dirigidos a la captura de tiburón (Ayala *et al.* 2008).

Por lo tanto, dado la superposición entre casi la totalidad de los rangos de profundidad de pesca y los rangos de buceo de la tortuga laúd, se utilizó un valor de 1 para la clase de talla j después de la talla de la primera captura (ver abajo) en la pesquería x .

Para la “pesquería” de colecta de huevos que opera en tierra, la profundidad de la pesca es irrelevante por lo que se utilizó una estimación de encontrabilidad diferente y más precisa. Los lugares de anidamiento de la tortuga laúd en México, Centroamérica, y Suramérica han sido mapeados de manera integral por la Red Laúd OPO, SWOT y CIT. Se estima que la colecta de huevos de tortuga laúd en estos nidos es del 1% y el 4% en Costa Rica (Santidrián Tomillo *et al.* 2008) y México (Sarti Martínez *et al.* 2007), respectivamente (Laúd OPO Network 2020). Por consiguiente, se tomó un enfoque precautorio asumiendo que los encuentros de la pesquería de huevos son del 4% de todos los nidos, en sitios de anidamiento documentados en el OPO sudeste.

La selectividad de contacto (C_{xj}) describe la proporción de la clase de talla j que es retenida una vez encuentra el aparejo utilizado por la pesquería x . En ausencia de curvas de selectividad de aparejo de tortuga laúd, se asumió una selectividad precautoria *de filo de cuchillo* ($C_{xj} = 1.0$) de las tortugas más pequeñas registradas en cada pesquería, que fue aproximadamente de 90 cm (Swimmer *et al.* 2011). Se han registrado tortugas más pequeñas (por ejemplo, Swimmer *et al.* 2011; CIAT, datos del programa de observadores sin publicar), pero son registros excepcionales. Las reducciones estimadas en las tasas de captura incidental a partir de estudios publicados (por ejemplo, Allman *et al.* 2020; Swimmer *et al.* 2017) y de las evaluaciones de los expertos del grupo de trabajo sobre la eficacia de las medidas de conservación como anzuelos circulares, carnada de pescado, e iluminación de redes agalleras fueron aplicadas a este factor de selectividad de contacto (Tabla 3); ver a sección 1.7 para más detalles.

La resolución [C-19-04](#) de la CIAT ordena la liberación de las tortugas marinas en todas las pesquerías. Por tanto, la mortalidad por pesca estaría sobreestimada a menos que se calcule el componente de capturas que sobreviven a la liberación obligatoria. Esto fue incluido en el modelo como la mortalidad poscaptura (MPC) (P_{xj}) —incorporando dos componentes separados— la proporción de la clase de talla j que es capturada por la pesquería x y 1) muere antes o en cuanto llega a la embarcación (es decir, “mortalidad en la embarcación”) o 2) muere poco después de ser liberada (“mortalidad posliberación”). La MPC fue mayor para la pesquería de colecta de huevos ($P_{xj} = 1.0$) ya que esta pesquería captura los huevos intencionalmente para consumo humano. En ausencia de datos confiables en cuanto a la MPC en las pesquerías de palangre y de múltiples lances por las embarcaciones de cerco de todas las clases de tamaños, se necesitó asumir de forma precautoria que la MPC > 0% para cada pesquería. Las estimaciones de MPC para todas las pesquerías se describen abajo en detalle y la Tabla 3 detalla el valor de cada parámetro en cada escenario.

Palangres industriales

Las estimaciones de MPC consideraron los componentes tanto en la embarcación como de posliberación después de la captura en palangre comercial, específicamente un 27% para tortugas enganchadas externamente y un 42% para para tortugas con heridas internas (por ejemplo, anzuelo alojado en el esófago) (Ryder *et al.* 2006). Un resumen de publicaciones de MPC en palangre estima un rango entre 0 y ~0.9, con la mayoría de los valores en torno a 0.3 (Swimmer and Gilman 2012). Estos valores varían ampliamente dependiendo de la severidad de las heridas y de cómo se manipula el animal después de la captura y antes de ser liberado. Teniendo en cuenta esta información, particularmente la incertidumbre sobre el componente posliberación de la MPC, se utilizó un rango de valores de MPC para la pesquería

industrial de entre 0.1 y 0.6, con un valor 'más probable' de 0.3 (es decir, un 30% de las laúd que interactúan con pesquerías de palangre mueren como resultado de la interacción) (Tabla 3).

Palangres artesanales

En general, los datos sobre mortalidad poscaptura para las pesquerías artesanales son escasos (Alfaro-Shigueto *et al.* 2011; Alfaro-Shigueto *et al.* 2018), y las estimaciones de mortalidad posliberación son particularmente deficientes. Sin embargo, hay evidencia que sugiere que la MPC es relativamente baja en embarcaciones de palangre de pequeña escala. Por ejemplo, en la pesquería de palangre de Chile, la tasa de mortalidad en la embarcación se estimó en un 7% (Donoso and Dutton 2010). Además, Alfaro-Shigueto *et al.* (2011) reportaron cero mortalidades de tortuga laúd en la embarcación en las pesquerías artesanales peruanas con palangre. Sin embargo, ya que las prácticas de manipulación y liberación segura se implementan poco en las pesquerías artesanales, es probable que la mortalidad poscaptura sea mayor a lo que se reporta. Se asumió que la MPC en las flotas palangreras industriales es mayor que en las pesquerías artesanales con palangre debido a la mayor longitud de la línea madre (120 km vs. 6 km) y al despliegue de más anzuelos por lance (en promedio ~2500 vs. <1000) (IATTC unpublished observer data for the industrial longline fleet in 2017; Alfaro-Shigueto *et al.* 2010). Por estas razones, se asumió que la MPC para la flota artesanal palangrera estuvo en un rango entre 0.1 y 0.4, con un valor más probable de 0.25 (Tabla 3).

Redes agalleras de deriva artesanales

Las redes agalleras artesanales de la región del OPO, en particular las de Ecuador, Perú, y Chile, se caracterizan por largos periodos de inmersión aproximadamente equivalentes a los de la pesquería artesanal con palangre, y la luz de malla es típicamente dirigida a la captura de grandes peces pelágicos y tiburones, por lo que frecuentemente enredan tortugas marinas, incluyendo las laúd (see Alfaro-Shigueto *et al.* 2010). Sin embargo, en contraste con los palangres de superficie, las redes agalleras pueden evitar que las tortugas enredadas puedan alcanzar la superficie para respirar, resultando en una MPC más alta. Esto es particularmente cierto para las redes agalleras de luz de malla grande en Perú y Ecuador, donde la mortalidad observada en la embarcación es >30% (Alfaro-Shigueto *et al.* 2011; 2018). Adicionalmente, a pesar de que las estimaciones de mortalidad posliberación no están disponibles, es probable que ésta sea >0, y por ende incremente la MPC total en estas pesquerías. Por tanto, se asumió que la MPC para la pesquería artesanal con redes agalleras está en un rango entre 0.2 y 0.6 con un valor más probable de 0.5 (Tabla 3).

Pesquerías de cerco

Evidencia limitada sugiere que las tortugas laúd no se capturan de forma frecuente en las pesquerías de cerco y tienden a sobrevivir a las interacciones. Se han registrado un total de 109 interacciones con tortuga laúd como captura incidental —con solo una muerte confirmada— en los 522,675 lances observados hechos por buques de cerco de clase 6, entre 1993-2019 (datos no publicados de la CIAT). Sin embargo, se ha observado mortalidad de otras especies de tortugas marinas en la flota de cerco del OPO y por eso no se descartó completamente la posibilidad de MPC de laúd en nuestros escenarios.

Las menores estimaciones de MPC se encontraron en todas las pesquerías de cerco (valor más probable: 0.05, rango: 0.01–0.1; Tabla 3) donde el tiempo de lance es menor, las tortugas pueden salir a respirar durante el procedimiento de cerco y pueden ser removidas de la red rápidamente, reduciendo la mortalidad en la embarcación y la presunta mortalidad posliberación. De hecho, la captura incidental es muy poco observada en las operaciones de pesca con cerco en el área de la CIAT (datos sin publicar de la CIAT; Tabla 2).

En todas las pesquerías incluidas en el modelo, los valores de MPC utilizados suponen que la implementación de las MCO actuales (por ejemplo, el uso de anzuelos circulares grandes en palangres y

las prácticas de manipulación y liberación segura) es insignificante. En contraste, los escenarios que incluyen estas medidas asumen una implementación total en las pesquerías relevantes. Reconocemos que la implementación de medidas de conservación en las pesquerías en la práctica sería gradual a lo largo del tiempo y que el cumplimiento total podría no ser realista. Por lo tanto, estas estimaciones del modelo representan lo que podría ser posible en condiciones ideales que, en comparación con las condiciones de *statu quo*, proporcionan un rango razonable de efectos potenciales de las MCO sobre la vulnerabilidad de la tortuga laúd.

1.3 Productividad

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

$$\tilde{F}_{2019} = -\ln \left[1 - \sum_{x=1} q_x E_x \left(\frac{\sum_{j=1}^n S_{xj}}{n} \right) \right] \quad (\text{Eq. 2})$$

Aquí, n es el número de clases de talla (en incrementos de 2 cm) que se extienden hasta la talla promedio a la que una tortuga laúd puede crecer si viviera indefinidamente (L_∞). El esfuerzo pesquero (E_x) es el esfuerzo total, escalado de cero a 1, de la pesquería x aplicada en el área G_x en 2019, mientras que el coeficiente de capturabilidad (q_x) es la fracción de la población capturada por una unidad de esfuerzo (E_x) en la pesquería x . En muchas pesquerías con datos limitados, los valores de q y E son desconocidos. Un enfoque precautorio fue utilizado para asumir que ambos parámetros son iguales a 1, lo que significa que todas las tortugas laúd en una celda de la grilla se capturan si todos los demás parámetros de susceptibilidad se cumplen por completo.

Entonces \tilde{F}_{2019} se comparó con los valores de F para los PBR derivados de los modelos por recluta (descritos abajo; los parámetros de productividad se presentan en la Tabla 4). Sin embargo, se debe reiterar que, dados los numerosos supuestos conservadores y la probable incertidumbre en los parámetros utilizados en la estimación derivada de \tilde{F}_{2019} , solo se debería considerar un sustituto para F —y potencialmente una sobre-estimación. Es por esto que los resultados del EASI-Fish no deberían utilizarse para definir la condición de la población de las especies, en el sentido de una evaluación de la población.

1.4 Caracterización de la productividad de las especies utilizando modelos por recluta

Se utilizó un modelo de rendimiento por recluta (YPR) para caracterizar las dinámicas biológicas de las tortugas laúd utilizando el enfoque genérico de Ricker (1975), que Chen y Gordon (1997) adaptaron para las tallas como sigue:

$$YPR = \sum_{j=1}^n \frac{W_j b_j F}{b_j F + M} \left[1 - e^{-(b_j F + M) \Delta T_j} \right] e^{-\sum_{k=1}^{j-1} (b_k F + M) \Delta T_k} \quad (\text{Eq. 3})$$

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 una tortuga en la clase de talla j , mientras que la selectividad (b_j) es la proporción de la población en la clase de talla j que se captura en todas las pesquerías, representada como:

$$b_j = \sum_{x=1}^n S_{xj} \quad (\text{Eq. 4})$$

Las estimaciones de la tasa de mortalidad instantánea natural por talla ($M \text{ yr}^{-1}$) se tomaron de estudios de largo plazo concurrentes sobre tortugas laúd que regresan a sitios de anidamiento en México y Costa Rica (Laúd OPO Network, 2020) (Tabla 4). Estos resultados fueron $0.53\text{--}0.69 \text{ yr}^{-1}$, 0.937 yr^{-1} , 0.5 yr^{-1} , y $0.212\text{--}0.295 \text{ yr}^{-1}$ para las clases de tamaño 0–5 cm, 5–40 cm, 40–100 cm, y >100 cm, respectivamente. Se asumió que los rangos de valores de M son igualmente plausibles y por tanto se utilizaron distribuciones previas para M . F se desagregó en incrementos de 0.01 desde cero a un valor L_∞ de 147.6 cm (Zug y Parham, 1996). El parámetro ΔT representa el tiempo que tarda una tortuga en crecer de una clase de talla a la siguiente, representado como:

$$\Delta T_j = \frac{1}{K} \ln \frac{L_\infty - L_j}{L_\infty - L_j - d_j} \quad (\text{Eq. 5})$$

donde K y L_∞ son parámetros de la función de crecimiento de von Bertalanffy (Tabla 3), y d es el ancho de la clase de talla, calculado como $L_{j+1} - L_j$.

El modelo de la biomasa por recluta de la población reproductora (SSB/R) de Quinn y Deriso (1999) —aquí denominado biomasa reproductora del stock por recluta (BSR) para hacerlo específico a las historias de vida de las tortugas— es complementario al YPR y puede ser modificado para adaptarse al análisis de tallas en lugar que al de clases de edad y representarlo como:

$$BSR = \sum_{j=1}^n W_j m_j \prod_{x=r}^{j-1} e^{-(b_j F + M)} \quad (\text{Eq. 6})$$

donde W_j es el peso promedio de una tortuga laúd en la clase de talla j (L_j) tomado de una relación talla-peso (Tabla 3), m_j es la proporción de hembras maduras en la talla media de la clase de talla j , y el operador del producto describe la cantidad de tortugas que sobreviven desde la talla en el reclutamiento (L_r) a L_j . Debido a que el modelo calcula la BSR relativa, el número inicial de hembras reproductoras se estableció en un valor de uno. El valor de m_j se tomó de una ojiva de madurez de una hembra para las tortugas laúd en el OPO (Avens *et al.*, 2020), representada en la forma logística:

$$m_j = \frac{1}{1 + e^{(-r(L_j - L_{50}))}} \quad (\text{Eq. 7})$$

donde L_j es la talla media de una tortuga en la 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.

1.5 Puntos Biológicos De Referencia (PBR)

Dependiendo del ciclo vital de una especie, se han utilizado varios PBR en modelos de evaluación de poblaciones para valorar la condición de una población en relación con un valor F estimado para un período de tiempo en particular o un año específico. EASI-Fish utiliza un enfoque similar, pero es importante enfatizar que sus PBR 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 YPR asumen que el reclutamiento es constante e independiente del tamaño de la población, equivalente a un valor de inclinación (h) de 1 (Gabriel y Mace, 1999). Por lo tanto, el uso de un valor F en el que se maximiza el rendimiento (F_{MAX}) puede ser demasiado optimista debido a que las tortugas marinas a menudo tienen una fuerte relación de reclutamiento-poblaciones (es decir, $h < 1$) (Galloway *et al.*, 2016). Desafortunadamente, la relación población-reclutamiento es difícil de estimar (Lee *et al.*, 2012), y, por lo tanto, los sustitutos taxonómicos basados en grupos a menudo se usan en evaluaciones de poblaciones como resultado.

Una evaluación de las especies capturadas incidentalmente en la pesquería de atún en el OPO utilizando EASI-Fish utilizó $F_{40\%}$ (Griffiths *et al.*, 2019a), que generalmente se consideraba como precautorio para la mayoría de las poblaciones de peces marinos de aleta (ver Ralston, 2002). Sin embargo, el trabajo reciente de Cortés y Brooks (2018) sugiere que, para especies de crecimiento lento y larga vida, como los elasmobranchios, se debe usar un PBR de entre $F_{60\%}$ y $F_{80\%}$. Teniendo en cuenta el crecimiento lento y baja fecundidad en el ciclo vital de las tortugas laúd, para la presente evaluación se adoptó un $F_{80\%}$. Explícitamente, $F_{80\%}$ es el valor F correspondiente al 80% de la relación de potencial de reproducción (BPR), que es el BSR en el valor \tilde{F}_{2019} dividido por el BSR donde $F=0$. El BSR $_{80\%}$ PBR correspondiente es el valor BSR cuando $F_{80\%}$.

La vulnerabilidad de las tortugas laúd en cada escenario de ordenación hipotético fue determinada utilizando \tilde{F}_{2019} y el valor de BSR correspondiente (BSR $_{2019}$) relativo a los valores de $F_{80\%}$ y BSR $_{80\%}$ y representado en un “cuadro de fases de vulnerabilidad” de 4 cuadrantes (Fig. 3). Las definiciones de vulnerabilidad de estos cuadrantes son: i) “Menos vulnerable” (verde; $\tilde{F}_{2019}/F_{80\%} < 1$ y $BSR_{2019}/BSR_{80\%} > 1$), ii) “cada vez más vulnerable” (naranja; $\tilde{F}_{2019}/F_{80\%} > 1$ y $BSR_{2019}/BSR_{80\%} > 1$), iii) “Más vulnerable” (rojo; $\tilde{F}_{2019}/F_{80\%} > 1$ y $BSR_{2019}/BSR_{80\%} < 1$), y iv) “Cada vez menos vulnerable” (amarillo; $\tilde{F}_{2019}/F_{80\%} < 1$ y $BSR_{2019}/BSR_{80\%} < 1$). Como el EASI-Fish incorpora la incertidumbre en los parámetros del modelo para cada escenario, para ser precavidos en la interpretación de los resultados, los cuadrantes que recibieron el estatus de “menos vulnerable” fueron solamente aquellos donde el promedio y el error asociado están dentro de los límites del cuadrante verde.

1.6 Implementación del modelo

El modelo fue construido utilizando Visual Basic para Aplicaciones (VBA) en Microsoft Excel, con el propósito de generar estimaciones de incertidumbre para parámetros específicos del modelo usando distribuciones previas uniformes o normales. Los modelos YPR y BSR se ejecutaron 10,000 veces usando simulaciones de Montecarlo, utilizando cada vez una muestra aleatoria de la distribución previamente definida para cada parámetro. El promedio, la desviación estándar, el error estándar (SE) y los intervalos de confianza del 95% (IC del 95%) se obtuvieron para los PBR \tilde{F}_{2019} , $F_{80\%}$, BSR $_{2019}$, y BSR $_{80\%}$.

1.7 Definición de escenarios hipotéticos con el objetivo de reducir el estado de vulnerabilidad de las tortugas laúd

La flexibilidad de EASI-Fish permite explorar MCO espaciales y temporales específicas para la población

de tortuga laúd del OPO de forma aislada o conjunta. Usando las MCO descritas en la resolución [C-19-04](#) de la CIAT, así como otras MCO existentes (por ejemplo, veda de 72 días en todo el OPO) desarrollamos un total de 72 MCO hipotéticas en cinco categorías (Tabla 6):

- 1) Uso obligatorio de anzuelos circulares grandes en pesquerías industriales y/o artesanales con palangre;
- 2) Uso obligatorio de cebo de pescado en pesquerías industriales y/o artesanales con palangre;
- 3) Prácticas mejoradas de manipulación y liberación;
- 4) Iluminación de redes agalleras;
- 5) Extensión de la veda existente de 72 días en todo el OPO para la pesca con cerco, y también aplicar esta veda para la pesquería palangrera industrial;
- 6) Varias combinaciones de las MCO descritas anteriormente.

Es importante destacar que los escenarios de MCO son generales a propósito y la intención fue enfocarse principalmente en las MCO requeridas por la resolución [C-19-04](#). Sin embargo, también se incluyeron artes de pesca artesanales, en conjunto con las artes de pesca industriales de la CIAT para las cuales aplica la resolución [C-19-04](#) directamente, porque la meta principal de este análisis era generar estimaciones de impactos considerando todas las artes de pesca que suelen tener interacciones con tortugas laúd. Esta estrategia facilita la evaluación por tomadores de decisiones de los beneficios relativos de la implementación de diferentes escenarios de MCO en un contexto más realista, y regional de varias artes de pesca que afectan a la vulnerabilidad de las laúd, en lugar de enfocarnos solamente en las pesquerías de la CIAT; dicha estrategia pudo haber producido estimaciones no suficientes de los impactos y beneficios potenciales de la implementación de MCO. A continuación, se presentan la evaluación y conclusiones del grupo de trabajo sobre la eficacia estimada de las MCO incluidas en los escenarios hipotéticos arriba descritos.

1.7.1. Estimaciones de la eficacia de las medidas de conservación y ordenación

Para cada categoría de MCO, los valores de escenarios específicos se compararon con la situación de la pesca "*statu quo*" para 2019 ("S1"), que incluye la veda de 72 días en todo el OPO, el cierre existente de 30 días en el "corralito", una longitud en la primera captura de 90 cm para todas las pesquerías, y una tasa de MPC 'más probable' de 0.3, 0.05, 0.5, 0.25 y 1.0 para palangre industrial, redes de cerco, redes agalleras artesanales, palangre artesanal y pesquería de colecta de huevos, respectivamente. El escenario S1 también incluye algunas medidas de conservación existentes a escala nacional, como las áreas marinas protegidas (por ejemplo, Archipiélago de Revillagigedo, México; Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica; Reserva Marina de Galápagos, Ecuador), que podrían afectar la captura incidental de tortuga laúd. Sin embargo, no incluimos escenarios adicionales de ordenación espaciotemporal (por ejemplo, corredores de migración en alta mar) porque no contamos con suficiente información sobre cómo se podrían construir tales escenarios (por ejemplo, límites geográficos de las áreas candidatas para la ordenación). Se reconoce que puede haber pequeñas vedas espaciales y/o temporales adicionales, implementadas por los Estados costeros que no están representadas en los escenarios del modelo. Tales medidas de conservación a nivel nacional podrían ser evaluadas en iteraciones de EASI-Fish de escala fina para examinar su eficacia potencial en reducir los impactos pesqueros sobre la tortuga laúd y otras especies protegidas a nivel nacional y/o de la población del OPO.

Para cada uno de los 72 escenarios en EASI-Fish, se asumió que las entradas para los efectos de las MCO en los valores de captura incidental de laúd reflejan el 100% de cumplimiento de toda la flota para cada pesquería relevante. Este enfoque proporciona información sobre el alcance de los posibles efectos de las MCO en la vulnerabilidad de la población de tortuga laúd del OPO. Sin embargo, iteraciones futuras del modelo podrían explorar valores provisionales para reflejar la implementación incremental o incompleta de las MCO. Para todos los escenarios en los que se esperó que las MCO redujeran la MPC, se aplicaron

tres valores de reducción estimada que corresponde a baja, intermedia y alta eficacia. De esta forma se pudo analizar la variación en el tamaño del efecto potencial de cada MCO, así como la incertidumbre en cuanto a las estimaciones de la MPC en los escenarios *statu quo* y MCO. Las descripciones de la derivación de todos los valores de susceptibilidad se encuentran en la Tabla 3. La eficacia estimada de las MCO individuales y combinadas se basó en inferencia a partir de publicaciones y/o argumentadas por las evaluaciones de los expertos del grupo de trabajo (Tabla 5).

Escenario “*statu quo*”

Se intentó estimar valores de *statu quo* para ambos componentes de MPC en todas las pesquerías (Tabla 3) ya que la proporción de la población que podría morir por interacciones con artes de pesca cambia dependiendo de las MCO que se aplican, y a que parámetro del modelo estas MCO afectan. Por ejemplo, las mejores prácticas de manipulación y liberación no aplican en la mortalidad en la embarcación, sino que reducen el componente del MPC que es la mortalidad posliberación (Ryder *et al.* 2006; Parga 2012). Sin embargo, la proporción de la población que puede estar afectada por la implementación de mejores prácticas de manipulación y liberación, y por ende el impacto relativo de esta medida, depende de la proporción de la población que todavía está disponible. En otros términos, reducir los impactos de un arte de pesca con alta mortalidad en la embarcación —por ejemplo, redes agalleras (Alfaro-Shigueto *et al.* 2011; 2018; Allman *et al.* 2020)— requiere MCO que o reduzcan la letalidad durante las interacciones, o al menos reduzcan la frecuencia de estas interacciones por completo. En general, las MCO que reducen o evitan las interacciones, deberían tener el mayor efecto relativo en los impactos de la pesquería.

Anzuelos circulares y cebo de pescado

El uso de los anzuelos circulares y el cebo de pescado quedaron incluidos en el menú de opciones de la resolución [C-19-04](#) para permitir flexibilidad al aplicar las MCO para reducir los impactos sobre las tortugas marinas. Se ha demostrado la capacidad de los anzuelos circulares para reducir la frecuencia de interacciones, así como de heridas graves que suceden cuando las tortugas muerden y/o tragan anzuelos (Parga 2012; Swimmer y Gilman 2012; Andraka *et al.* 2013; Parga *et al.* 2015), lo cual debería mejorar la supervivencia posliberación de las tortugas capturadas incidentalmente (Ryder *et al.* 2006; Swimmer *et al.* 2017; Common Oceans 2016). Sin embargo, las interacciones entre las tortugas laúd y los palangres por lo general están caracterizadas por enmallamientos con materiales de las líneas y/o enganches externos en sus muy grandes aletas anteriores (Watson *et al.* 2005; Ryder *et al.* 2006; Common Oceans 2016). Por lo tanto, el grupo de trabajo concluyó que los anzuelos circulares grandes (normalmente los 18/0, y en menor medida los 16/0 en los estudios revisados) podrían reducir las tasas de captura incidental de las tortugas laúd (es decir, “selectividad”) pero no la MPC; las mismas observaciones y conclusiones se aplicaron al uso de cebo de pescado (Swimmer *et al.* 2017). Específicamente, el grupo de trabajo concluyó que la implementación de los anzuelos circulares, el cebo de pescado, o los dos en conjunto podrían reducir la selectividad de los palangres entre un ~30% y un ~70% (rango de 10% a 80%, dependiendo de la combinación) (Tabla 5).

Redes agalleras iluminadas

Las redes agalleras en aguas nacionales y costeras en el OPO se consideran como una fuente importante de mortalidad de las laúd en la región (Alfaro-Shigueto *et al.* 2011; 2018; Laúd OPO Network 2020). Estudios recientes han mostrado posibles beneficios significativos de reducir la captura y mortalidad incidental de las tortugas marinas implementando la iluminación en redes agalleras artesanales en México (Senko *et al.* 2022), Ecuador (Darquea *et al.* 2020), Perú (Bielli *et al.* 2020), y Ghana (Allman *et al.* 2020). Específicamente, las luces LED de color verde colocadas en las líneas de boyas de las redes han sido asociadas con reducciones significativas (> 20%) en la captura incidental de tortugas marinas y otras

especies no objetivo como los cormoranes y pequeños cetáceos (por ejemplo, Bielli *et al.* 2020). Esta eficacia aparente se ha documentado en el Océano Atlántico oriental para la reducción de la captura incidental de la tortuga laúd; se han documentado reducciones de la captura incidental de las laúd en redes agalleras artesanales en Ghana de entre el 50% y el 80% (Allman *et al.* 2021). Por estas razones, el grupo de trabajo incluyó escenarios que aplicaron la iluminación de redes agalleras con una eficacia estimada de entre el 30% y 80% (Tabla 5).

Mejores prácticas para la manipulación y liberación de tortugas capturadas incidentalmente

El destino de las tortugas que interactúan con artes de pesca puede mejorar gracias a la implementación correcta de mejores prácticas de manipulación y liberación de las tortugas capturadas (Parga 2012). Estas mejores prácticas están bien documentadas, incluyendo en el Código de Conducta para la Pesca Responsable de la FAO (FAO 2009), y fueron incluidas como MCO tanto en la resolución anterior ([C-07-03](#)), como en la resolución vigente ([C-19-04](#)) para reducir los impactos de la pesca incidental sobre las tortugas marinas. Si son implementadas correctamente por tripulantes bien capacitados, las mejores prácticas pueden reducir el componente posliberación de la MPC. Se trata de una MCO especialmente importante porque puede reducir el impacto de la pesca sin restringir significativamente las operaciones de pesca normales. Sin embargo, la eficacia de las mejores prácticas varía significativamente, dependiendo de varios factores, como la gravedad de las interacciones (es decir, la selectividad y mortalidad en la embarcación antes de subir las tortugas a bordo), el nivel de conocimiento y experiencia de la tripulación, y en qué grado las prácticas pueden ser implementadas (Ryder *et al.* 2006; Parga 2012; Swimmer y Gilman 2012). Además, las estimaciones de mejora de la mortalidad posliberación por la implementación de mejores prácticas están llenas de incertidumbre (por ejemplo, Ryder *et al.* 2006; Swimmer y Gilman 2012).

Considerando la información disponible, el grupo de trabajo concluyó que la implementación de las mejores prácticas podría tener diferentes niveles de eficacia estimada, dependiendo del arte de pesca y de que la incertidumbre asociada con estas estimaciones sea significativa (Tabla 5). Se usaron valores de mortalidad posliberación estimados en los palangres industriales cuando se implementaron las mejores prácticas (por ejemplo, Swimmer y Gilman 2012) y se concluyó con una eficacia del 25% (rango entre 10% y 50%). Se asumió un nivel de eficacia parecido al implementar las mejores prácticas en las redes agalleras artesanales porque la mayoría de los impactos de las redes agalleras sobre la mortalidad en la embarcación, y no hay información sobre la eficacia de las mejores prácticas en cuanto a la mortalidad posliberación de las tortugas laúd liberadas vivas. Para los palangres artesanales, se asumió que las heridas a las tortugas laúd que sobreviven las interacciones suelen ser relativamente menores (Parga 2012; Parga *et al.* 2015), haciendo que la implementación de las mejores prácticas pudieran tener efectos bastante positivos sobre la supervivencia posliberación. Por lo tanto, se estimó una eficacia de mejores prácticas en los palangres artesanales del 75% (rango entre 50% a 95%). Por último, debido a que las interacciones entre la pesca de cerco y las laúd son escasas, y que las tortugas normalmente sobreviven las interacciones, se estimó una eficacia del 90% (rango entre 80% y 95%) para las mejores prácticas implementadas en esas operaciones.

1.8. Consideraciones adicionales

Como ya se ha anotado, los escenarios que se construyeron en este análisis colaborativo examinan la eficacia potencial de varias MCO, enfocándose principalmente en las MCO de la resolución CIAT [C-19-04](#), en un contexto de “¿Qué pasaría si...?” Este ejercicio tuvo como meta brindar información valiosa sobre medidas para reducir los impactos de las pesquerías sobre las tortugas laúd a los tomadores de decisiones. Mientras los 70 escenarios son completos y han generado muchos resultados en su totalidad, quedan algunos asuntos que no se incorporaron explícitamente en este análisis. Por ejemplo, hay varias MCO que ya están implementándose en cierta medida en varios países, cuyos beneficios a la conservación de la

tortuga laúd en la región no se cuantificaron en este proyecto. Por ejemplo, Costa Rica protege actualmente el 30% de su territorio marino mediante Refugios Nacionales de Vida Silvestre, Parques Nacionales, Áreas Marina de Manejo, Áreas Marinas de Pesca Responsable u otras medidas efectivas de conservación por áreas para la conservación de la biodiversidad marina. El Parque Nacional Isla del Coco y el Área Marina de Manejo Montes Submarinos, en el Pacífico costarricense, protege una superficie marina de 161,129 km², que beneficia a las tortugas laúd del OPO. Además, Chile mantiene múltiples áreas marinas protegidas (por ejemplo, Nazca-Desventuradas, Motu Motiro Hiva) que protegen diversos ecosistemas y recursos marinos, incluidas las tortugas marinas.

Adicionalmente, hay varias características de cada arte de pesca considerada en este análisis que puede influir en la frecuencia y la gravedad de las interacciones. Por ejemplo, diferentes características de las artes de pesca (por ejemplo, la luz de malla de las redes agalleras) y los tipos de materiales usados en palangres y redes agalleras están asociados con diferentes niveles de riesgo y gravedad de los enmallamientos para las laúd; por ejemplo, el monofilamento suele tener un riesgo más alto de enmallamiento que el polipropileno (miembros del grupo de trabajo, observaciones no publicadas). Asimismo, el tipo de carnada usado puede variar significativamente en la misma faena de pesca con palangre, lo cual puede afectar la selectividad de estas artes de pesca (Swimmer *et al.* 2017). Además, hay otras MCO que podrían ser implementadas en las artes de pesca que se incluyeron en el presente análisis, (por ejemplo, redes agalleras de bajo perfil o “sin boyas”; Gilman *et al.* 2011).

Además, existen otras artes de pesca que suelen interactuar de manera incidental con las tortugas laúd, pero no se incluyeron en este análisis, tal como la pesca de arrastre y redes de fondo (Hall y Roman 2013). Cabe destacar que los posibles efectos de las pesquerías ilegales, no declaradas, y no reglamentadas, así como artes de pesca abandonadas o desatendidas (por ejemplo, redes "fantasma", plantados artificiales) en la vulnerabilidad de las tortugas laúd tampoco se incluyeron en este ejercicio, pero podrían contribuir de forma significativa a la mortalidad de la tortuga laúd en el OPO.

Con información suficiente, muchas de estas consideraciones podrían incluirse en ejercicios futuros para evaluar el estado de vulnerabilidad de la tortuga laúd y de otras especies. Los tomadores de decisiones podrían considerar estas características de los aparejos de pesca, las pesquerías, o sus impactos, cuando se desarrollan planes de implementación para mejorar la supervivencia de la tortuga laúd en el OPO.

RESULTADOS

2.1. Estimaciones de susceptibilidad y un sustituto de mortalidad por pesca (F)

La superposición de área de las pesquerías con la distribución de las tortugas laúd (Fig. 4) tuvo gran influencia sobre los impactos en la vulnerabilidad de la tortuga laúd (Fig. 5). La superposición de la pesquería industrial con palangre fue alta (61%) con relación al modelo de distribución preferido para las tortugas laúd ($\psi = 0.2$) en el escenario *statu quo* (S1), dado que la pesquería se distribuye en la mayor parte del OPO entre los 45°N y los 45°S (Fig. 4). En cuanto a las embarcaciones de cerco de clase 6, la superposición de área fue del 7%, 6%, y 20% para lances DEL, NOA, y OBJ, respectivamente. Para embarcaciones de cerco de clases 1–5, la superposición de área fue del 2% (NOA) y 5% (OBJ), con un esfuerzo concentrado alrededor de las islas Galápagos y las aguas de Ecuador y Perú (Fig. 4).

En cuanto a las pesquerías artesanales, la flota de redes agalleras coincide con únicamente el 4% de la distribución de la población de laúd del OPO, mientras que la flota de palangre tuvo una superposición de área del 34%, con un esfuerzo ampliamente disperso entre la costa de Guatemala y Chile hasta una longitud de 100° al Oeste (Fig. 4). La “pesquería” de colecta de huevos coincidió con 0.007% de la población, pero porque esta pesquería opera en toda el área donde la población pone sus huevos cada año, en el modelo lo interpretó como 100% de superposición de la población.

La duración de la temporada de pesca no proporcionó ninguna protección frente a las pesquerías de

palangre industrial y de palangre y red agallera artesanales que pescan durante todo el año ($D_x = 1.0$), excepto por una veda de tres meses en aguas mexicanas. La pesquería de cerco pescó el 81% del año, debido a los 72 días de veda en todo el OPO y los 30 días de veda del “corralito”.

Estudios de marcado electrónico en la población de tortuga laúd del OPO confirmaron la presencia de tortuga laúd durante todo el año en el Área de la Convención de la CIAT (ver Benson *et al.*, 2011; Shillinger *et al.*, 2011; Schick *et al.*, 2013) y por ende, las laúd, se consideraron como disponibles para todas las pesquerías durante todo el año ($A_{xj}=1.0$). La encontrabilidad se cumplió totalmente ($E_{xj}=1.0$) en todas las pesquerías porque cada arte pesca desde la superficie hasta profundidades en las que típicamente hay ocurrencia de tortuga laúd. La única excepción fue la “pesquería” de colecta de huevos, en la que se asumió se encontraría solo el 4% de los nidos totales de tortuga laúd dentro del área de la población del OPO.

La selectividad de contacto se cumplió totalmente ($C_{xj}=1$) para todas las pesquerías en todas las clases de talla, desde los 90 cm de longitud en la primera captura, hasta la última en clase de talla en el modelo, el valor L_∞ de 147.6 cm. La excepción fue la “pesquería” de colecta de huevos donde la selectividad de contacto fue de solo $C_{xj}=1$ para tamaños pre-tortuguillo de 0-5 cm.

En el escenario *statu quo* (S1) en 2019, la pesquería industrial de palangre presentó la más alta mortalidad por pesca ($\tilde{F}_{2019} = 0.103 \text{ yr}^{-1}$), debido principalmente a una alta superposición volumétrica con la población (Fig. 4). La pesquería artesanal de palangre tuvo la segunda superposición volumétrica más alta y la segunda mortalidad por pesca más alta (0.031 yr^{-1}) (Fig. 5), a pesar que la superposición con la población es aproximadamente la mitad de la del palangre industrial (Fig. 4). La pesquería artesanal de redes agalleras tuvo una mortalidad por pesca comparativamente menor (0.006 yr^{-1}) (Fig. 5), debido a una muy baja superposición de área (4.1%) con la población (Fig.4). Cada una de las pesquerías restantes (cerco y colecta de huevos) contribuyó a la mortalidad por pesca con menos de 0.007 yr^{-1} . En las pesquerías de cerco, esto se atribuye a una muy baja tasa de MPC (5%) a pesar de una superposición volumétrica relativamente alta con la distribución de la población (hasta un 20%) (Fig.4), mientras que en la colecta de huevos hubo baja encontrabilidad con los nidos (4%) y solo impactó un pequeño rango de clases de tamaño.

La contribución de cada pesquería a la mortalidad por pesca en cada escenario, se muestra en el panel superior de la Fig.5, mientras que el panel inferior muestra la contribución proporcional de cada pesquería a la mortalidad por pesca total. Para la mayoría de los escenarios, la pesca con palangre industrial y con palangre artesanal contribuyeron en mayor medida a la mortalidad por pesca y en una menor medida la pesca artesanal de red agallera y los lances OBJ en embarcaciones de cerco de clase 6.

2.2. Estado de vulnerabilidad de las tortugas laúd en el OPO

Los valores de los parámetros biológicos (y sus fuentes) utilizados en los modelos YPR y BSR se muestran en la Tabla 4, y las estimaciones de EASI-Fish de los PBR de $F_{80\%}$ y $BSR_{80\%}$ para cada escenario se encuentran en la Tabla 7.

En el escenario S1 que caracteriza a la pesquería del 2019, los \tilde{F}_{2019} y BSR_{2019} excedieron los PBR $F_{80\%}$ y $BSR_{80\%}$, resultando en la clasificación de la población de tortuga laúd del OPO como “más vulnerable” (Fig. 6a; Tabla 7). Dada la variabilidad en la estimación del promedio, es plausible que la vulnerabilidad sea notablemente alta o más baja, pero incluso en el caso más optimista, la probabilidad de que S1 sea clasificado como “menos vulnerable” es baja.

Uso de anzuelos circulares grandes en pesquerías de palangre

Se asumió que la inclusión hipotética de anzuelos circulares grandes (es decir, normalmente los 18/0; Swimmer *et al.*, 2017) en pesquerías de palangre (S2–7) reduciría la selectividad de contacto (es decir,

tasas de captura incidental). Cuando los anzuelos se aplicaron a la pesquería industrial de palangre (S2-4) y a todas las pesquerías de palangre (S5-7) los valores de selectividad baja e intermedia (es decir, valor máximo [80% de reducción] e intermedio [69%] del potencial de eficacia; Tabla 5) resultaron en un cambio notable del estado de vulnerabilidad de la población de “más vulnerable” (cuadrante rojo) a “menos vulnerable” (cuadrante verde) (Fig. 6a; Tabla 7). Sin embargo, el uso del valor de más alta selectividad (es decir, menor potencial de eficacia estimada [reducción del 20%]) resultó en una reducción en la vulnerabilidad, aunque ineficiente para mejorar el estado de “menos vulnerable” dado el prominente error en las barras que se extienden más allá del cuadrante verde (Fig. 6a).

Uso de cebo de pescado en pesquerías de palangre

Similar a los anzuelos circulares, se asumió que la inclusión hipotética de cebo de pescado en las pesquerías de palangre (S8-13) reduciría la selectividad de contacto. Cuando el cebo de pescado se aplicó a la pesquería industrial de palangre (S8-10) y a todas las pesquerías de palangre (S11-13) los valores de selectividad baja e intermedia (es decir, valor máximo [50% de reducción] e intermedio [34%] del potencial de eficacia; Tabla 5) resultaron en una mejora del estado de vulnerabilidad de la población pasando a “menos vulnerable” (Fig. 6b; Tabla 7). Sin embargo, el uso de un mayor valor de selectividad (es decir, menor eficacia estimada [reducción del 10%]) no cambió el estado de “más vulnerable” (Fig. 6b).

Uso de mejores prácticas de manipulación y liberación

Igualmente, se asumió que el uso de mejores prácticas de manipulación y liberación (S14–S25) reduciría la MPC en distintos grados en cada pesquería (Tabla 5). Al ser aplicadas a las pesquerías de palangre industrial únicamente (S14-S16), a todas las pesquerías de palangre (S17-S19), o a todas las pesquerías industriales (S20-S22), solamente hubo cambio en el estado a “menos vulnerable” (Fig. 6c; Tabla 8) en los escenarios con MPC baja e intermedia (es decir, eficacia máxima e intermedia; Tabla 5). Sin embargo, cuando se aplicaron mejores prácticas a todas las pesquerías (S23-S25), el estado para la MPC con valores bajo, intermedio y alto, cambió a “menos vulnerable” (Fig. 6c; Tabla 8).

Uso de la combinación de MCO

La vulnerabilidad se redujo significativamente (Fig. 6d-e; Tabla 7) cuando se combinaron los beneficios asumidos de los anzuelos circulares con las pesquerías industriales de palangre o con todas las pesquerías y el uso de cebo de pescado (S26-31), o con el uso de mejores prácticas de manipulación y liberación (S32-37), o con ambos, cebo de pescado en pesquerías de palangre y mejores prácticas de manipulación y liberación en todas las pesquerías (S38-46). A excepción de S28 y S34, que presentaron los valores de selectividad más altos, todos los demás escenarios resultaron en un cambio de estado a “menos vulnerable” (Fig. 6d-e).

Igualmente, el combinar el uso de cebo de pescado con mejores prácticas de manipulación y liberación (S47-52) resultó en una reducción significativa de la vulnerabilidad. A excepción del S49, todos los escenarios resultaron en un cambio de estado a “menos vulnerable” (Fig. 6g; Tabla 8).

Uso de iluminación en redes agalleras

Aunque la iluminación de redes agalleras no está incluida en las MCO de la resolución [C-19-04](#), se estudió de forma aislada (S53-55) y en combinación con mejores prácticas de manipulación y liberación (S56-58) (Tabla 6) porque se asumió que reducen la selectividad de contacto en la pesquería artesanal con redes agalleras de deriva (por ejemplo, Allman *et al.* 2021). Estas MCO se combinaron, en otros escenarios, con MCO que utilizan anzuelos circulares grandes y cebo de pescado en pesquerías de palangre y con valores de MPC relacionados con la implementación de mejores prácticas de manipulación y liberación en todas las pesquerías (S59-61). Ni la iluminación de redes por sí sola o en combinación con mejores prácticas de manipulación y liberación fueron suficientes para cambiar el estado de vulnerabilidad de “más vulnerable”

(Fig. 6h; Tabla 7). Sin embargo, cuando se combinaron con el conjunto completo de MCO aplicadas a otras pesquerías (S59-61) la vulnerabilidad se redujo drásticamente a “menos vulnerable”, incluyendo en el escenario más efectivo (S60; Fig. 6h; Tabla 7).

Veda temporal para flotas industriales de palangre

La pesquería de cerco del OPO cuenta con una larga trayectoria en el uso efectivo de vedas temporales de la pesca para reducir la mortalidad de sus especies de atún objetivo. Se desarrollaron escenarios para extender el periodo existente de 72 días de veda a 90, 120, 150 y 180 días para la pesquería de cerco por sí sola (S62-66) y para ambas, la pesquería de cerco y la pesquería de palangre, respectivamente (S67-71). La extensión del periodo de veda para la pesquería de cerco resultó en un cambio ínfimo en el estado de vulnerabilidad (Fig. 6i). Cuando la pesquería de palangre se incluyó en la veda, la vulnerabilidad se redujo al aumentar el periodo de veda, aunque el cambio al estado de “menos vulnerable” solo se produjo en periodos de veda de 150 y 180 días (Fig. 6i; Tabla 7).

Escenarios más efectivos para reducir la vulnerabilidad de la tortuga laúd del OPO a las pesquerías del OPO

Todos los escenarios que resultaron en mayores cambios en los valores del sustituto de mortalidad (es decir, $\tilde{F}_{2019} < 0.1$; S35-36, S41-42, S44-45, S51, y S59-60; Tabla 7) incluyeron reducciones estimadas entre moderadas y altas tanto en la selectividad de contacto como en la MPC en pesquerías múltiples (Fig. 5). Los escenarios que incluyeron las mismas MCO como los escenarios de mejor desempeño resaltados anteriormente, pero asumieron valores bajos de eficacia estimada para la selectividad de contacto y MPC, redujeron significativamente la vulnerabilidad de la tortuga laúd del OPO, pero presentaron valores de \tilde{F}_{2019} un orden de magnitud más alto (Fig. 6; Tabla 7).

DISCUSIÓN

3.1. EASI-Fish demuestra la eficacia potencial de varias de las MCO en la resolución C-19-04

La evaluación de riesgos ecológicos (ERE) ha sido ampliamente utilizada en pesquerías como un medio rápido y costo-efectivo para que los gestores de las pesquerías puedan identificar las especies más vulnerables a los impactos de la pesca y adopten medidas para mitigar los riesgos identificados, o para recabar mayor información que facilite evaluaciones poblacionales más formales (Hobday *et al.* 2011). En el OPO se han llevado a cabo por lo menos tres ERE (Griffiths *et al.* 2017; Griffiths *et al.* 2018; Duffy *et al.* 2019), una de las cuales incluyó las tortugas laúd mostrando que es una de las especies más vulnerables entre las especies impactadas por las pesquerías de atún (Griffiths *et al.* 2018).

Sin embargo, este documento ha proporcionado una demostración de la utilidad del enfoque EASI-Fish para cuantificar los impactos acumulados de las múltiples pesquerías —incluyendo por primera vez las pesquerías artesanales— sobre la tortuga laúd, que se encuentra en peligro crítico de extinción, en varios escenarios de MCO hipotéticas. La ventaja de utilizar el enfoque EASI-Fish en comparación con otros métodos de ERE es que se pueden simular varias medidas de ordenación, individualmente o combinadas, para determinar su eficacia potencial para reducir la vulnerabilidad de la población de tortuga laúd del OPO a convertirse en insostenible a largo plazo.

Sin embargo, así como con otros métodos de ERE, EASI-Fish no fue diseñado para reemplazar las evaluaciones poblacionales formales —a pesar de estar fundamentado en un modelo de evaluación de poblaciones— para evaluar la condición de las poblaciones de especies capturadas incidentalmente. No obstante, EASI-Fish claramente demostró el potencial de beneficios de las pesquerías que aparentemente emplean medidas efectivas de mitigación, tal es como el uso de anzuelos circulares, el uso de cebo de pescado y las mejores prácticas de manipulación y liberación, para reducir la selectividad de contacto y la MPC de la tortuga laúd en las pesquerías pelágicas del OPO. En general, nuestros resultados sugieren que

las MCO descritas en la resolución CIAT [C-19-04](#) y la resolución [CIT-COP7-2015-R2](#) son apropiadas y tienen potencial para reducir significativamente la vulnerabilidad de la población de tortuga laúd a los impactos de la pesca en el OPO, particularmente cuando se combinan con la implementación de MCO en las pesquerías artesanales no incluidas en la resolución de la CIAT.

3.2. Características de los escenarios de MCO de mejor desempeño

Estos resultados brindan una gran cantidad de información para respaldar la implementación efectiva de la resolución C-19-04 de la CIAT para mitigar la captura incidental de tortugas marinas en las pesquerías del OPO. Los gestores de las pesquerías pueden utilizar los resultados de este estudio para tomar decisiones sobre las MCO que deben implementarse para lograr posibles beneficios de conservación para las tortugas laúd. Sin embargo, las potenciales opciones de ordenación simuladas por el EASI-Fish para especies capturadas incidentalmente de manera poco frecuente, como las tortugas laúd en el OPO, parecen complejas. Considerando el rico y complejo conjunto de escenarios, se pueden generar algunas conclusiones generales para guiar la discusión adicional sobre cómo implementar la resolución C-19-04. Los siguientes apartados describen los escenarios que mejoraron de forma significativa el estado de vulnerabilidad de la tortuga laúd del OPO (ver Figs. 5 y 6; Tablas 5 y 8; Tabla S1):

- Los escenarios de mejor desempeño (es decir, $\tilde{F}_{2019}/F_{80\%} < 0.1$; S35-36, S41-42, S44-45, S51, y S59-60) incluyeron una eficacia estimada entre moderada y alta de múltiples MCO que se asumió redujeron tanto la selectividad de contacto como la mortalidad poscaptura y se implementaron en múltiples pesquerías;
- La selectividad de contacto en pesquerías de palangre, alcanzada en este estudio con la implementación de anzuelos circulares, cebo de pescado, o ambos, se debe reducir en al menos un 50%. Las reducciones de incluso 20% en todas las pesquerías de palangre industrial y artesanal fueron insuficientes (Escenarios 2-13);
- La mortalidad poscaptura, alcanzada en este estudio con la implementación efectiva de mejores prácticas de manipulación y liberación, se debe reducir en al menos un 50% solo en las pesquerías industriales de palangre (por ejemplo, S15), o;
- La mortalidad poscaptura se debe reducir al menos un 25% en palangres industriales y en un 75% en palangres artesanales (por ejemplo, S17). Las reducciones de incluso un 10% y 50% respectivamente, fueron insuficientes;
- Las reducciones estimadas mínimas de los valores de mortalidad poscaptura (por ejemplo, S16, S19, S22, S25) solo fueron suficientes si se combinan con al menos otras dos MCO y se implementan en múltiples pesquerías (por ejemplo, S31, S37, S43, S52, S61);
- La veda en todo el OPO para las pesquerías de palangre industrial y de cerco se debe implementar y extender 150 días o más para reducir la vulnerabilidad de la laúd efectivamente más allá de la actual veda de 72 días para la pesquería cerquera; esta extensión probablemente no es factible.

Es importante reiterar que los beneficios pronosticados por el EASI-Fish en los escenarios de las MCO asumen 1) 100% de cumplimiento con la implementación de las MCO al total de cada pesquería aplicable, y 2) que las MCO alcanzan los niveles de eficacia reflejados en los aportes al modelo (Tabla 5). Además, EASI-Fish se centra en la estimación de la vulnerabilidad de las especies a los impactos de la pesca, pero no evalúa los efectos potenciales de la implementación de MCO en las capturas objetivo. De este modo, los resultados de los escenarios del modelo proporcionan estimaciones de las posibilidades bajo dichas condiciones en comparación con las condiciones actuales, es decir, el objetivo ideal de las MCO. En la realidad, se debería esperar que las mejoras en la vulnerabilidad de la tortuga laúd ocurran gradualmente a medida que las MCO se implementan, es decir, las tripulaciones pesqueras emplean métodos más

efectivos para manipular las tortugas capturadas, los anzuelos circulares se implementan gradualmente en más operaciones con palangre. Esto resalta la necesidad de una estrategia sostenida de largo plazo para una implementación extensiva de MCO efectiva a lo largo del Área de la Convención de la CIAT para mejorar el estado de la tortuga laúd del OPO.

Si se establecen supuestos precautorios en los que la implementación de cualquier escenario que involucre una MCO sea improbable en las pesquerías a lo largo del OPO, se deberían considerar escenarios que incorporen múltiples MCO, ya que estos tendieron a resultar en mayores reducciones de la vulnerabilidad, en comparación con los de las MCO individuales (Fig. 6; Tabla 7). Aunque el uso de combinaciones de MCO puede ser más efectivo para reducir la vulnerabilidad de las tortugas laúd, el éxito definitivo dependerá de si la medida se puede implementar de forma práctica, segura y costo-efectiva a largo plazo. Para conseguir todo el potencial de los beneficios ilustrados en estos resultados, 1) los gestores pesqueros necesitarán desarrollar e implementar programas efectivos y robustos de capacitación y proporcionar los materiales necesarios y otros recursos a las flotas bajo su autoridad, y 2) las tripulaciones necesitarán implementar las MCO de forma efectiva y consistente durante las operaciones de pesca. Garantizar la implementación efectiva y la eficacia de las MCO requerirá de protocolos de verificación robustos desarrollados y aplicados por los organismos nacionales de pesca, así como el fomento de capacidad continuo con las partes interesadas.

Independiente de la combinación específica de MCO, las estrategias de implementación de las medidas deben tener en cuenta el peligro crítico en el que se encuentra la tortuga laúd del OPO y su alta vulnerabilidad a los impactos de la pesca incidental (Fig.6) para producir beneficios de conservación significativos. Esto requeriría una cuidadosa consideración de las incertidumbres relacionadas con la eficacia y el alcance de la implementación en las pesquerías relevantes, así como la disposición adecuada de los recursos necesarios para lograr la implementación total y mantener el cumplimiento de las MCO a largo plazo.

3.3. Medidas específicas de conservación y sus beneficios potenciales para la conservación de la tortuga laúd del OPO

Nuestros resultados demuestran que una implementación efectiva e integral de mejores prácticas de manipulación y liberación, especialmente en combinación con otras medidas en la resolución [C-19-04](#), tiene un potencial importante para reducir la vulnerabilidad de la tortuga laúd del OPO a la captura incidental en pesquerías (Figs. 5 y 6; Tabla 7). Este es un resultado alentador porque las mejores prácticas de manipulación y liberación se han incluido como MCO en las resoluciones de la CIAT desde la resolución [C-07-03](#) de 2007 y en la resolución [COP3/2006/R-2](#) de la CIT de 2006, y ya son familiares para la mayoría de las flotas pesqueras. Por lo tanto, recomendamos las combinaciones de MCO con mejor desempeño, que reducen la selectividad de contacto (es decir, el uso de anzuelos circulares, cebo de pescado y redes agalleras iluminadas) y la MPC (es decir, implementación de mejores prácticas) ya sea en todas las pesquerías industriales (como mínimo), en todas las pesquerías de palangre, o en todas las pesquerías del OPO (idealmente). Si los gestores pesqueros piensan que estas medidas no pueden ser implementadas conjuntamente, la recomendación mínima, teniendo en cuenta una menor eficacia prevista, sería el uso de anzuelos circulares grandes en conjunto con las mejores prácticas de manipulación y liberación en pesquerías industriales de palangre.

La eficacia de los anzuelos circulares (y el cebo de pescado) para reducir las tasas de enganche y la mortalidad de tortugas marinas inducida por la pesca, potencialmente incluyendo las laúd, ha sido presentada en varios estudios de pesquerías de palangre (Watson *et al.*, 2005; Gilman *et al.*, 2006; FAO 2009; Sales *et al.*, 2010; Andraka *et al.*, 2013; Swimmer *et al.*, 2017). En cuanto a las técnicas de manipulación segura y liberación, la resolución [C-19-04](#) de la CIAT requiere que en las operaciones de cerco y palangre “se asegure que los operadores y/o al menos un tripulante a bordo de buques que

pesquen especies abarcadas por la Convención en pesquerías que hayan reportado interacciones con tortugas marinas, en particular los que no cuenten con observador, estén capacitados en técnicas de manipulación y liberación de tortugas marinas para mejorar la supervivencia después de la liberación.” Estas técnicas se describen en las [Directrices para reducir la mortalidad de las tortugas marinas en las operaciones de pesca](#) de la FAO (FAO, 2009). Sin embargo, se deben considerar los retos para reducir la mortalidad poscaptura en las embarcaciones de pequeña escala, ya que la manipulación del animal es mucho más difícil, los recursos y los equipos disponibles son limitados y podría ser imposible subir el animal a bordo (Parga 2012).

No obstante, puede ser fortuito que el minimizar la MPC tenga el potencial de reducir significativamente la mortalidad de las tortugas laúd en las pesquerías atuneras del OPO que ya están sujetas a una serie de vedas espaciales y temporales como medio para gestionar la mortalidad por pesca de las especies de atunes objetivo. La implementación de las prácticas de manipulación y liberación que podrían permitir que una proporción significativa de tortugas capturadas (y otras especies vulnerables no objetivo) sobreviva los efectos de la captura incidental, es mucho más simple y costo-efectiva —si los pescadores mantienen un alto nivel de cuidado en los procedimientos de liberación— que las vedas espaciales y temporales a pequeña escala para reducir la captura de tortugas laúd. No obstante, es importante reconocer que siguen existiendo incertidumbres en las estimaciones de MPC tanto con las prácticas actuales como con las reducciones proyectadas de MPC con las MCO.

3.4 Vedas espaciales y temporales

Las vedas espaciales y/o temporales son MCO comúnmente utilizadas por los gestores pesqueros para reducir los impactos de la pesca en especies objetivo o especies de preocupación para la conservación, si se pueden identificar áreas o periodos particulares en los que la especie es abundante y susceptible a la captura. Un ejemplo en el OPO, implementado por la CIAT, es la veda en todo el OPO para pesca con cerco por periodos variables a lo largo de la historia de la pesquería —dependiendo de la condición de la población objetivo— desde los 31 días en 2002–2003 (resoluciones [C-02-04](#) y [C-03-03](#)) hasta 72 días en 2018–2020 (resolución [C-17-01](#)). Adicionalmente, después la CIAT implementó una veda anual de 30 días en el “corralito” para reducir aún más la mortalidad de juveniles de atún patudo (*Thunnus obesus*) (ver resolución [C-02-04](#)), pero que ahora tiene un propósito concomitante por reducir la mortalidad en el complejo de atunes pequeños capturados en la misma región, incluyendo los atunes aleta amarilla (*Thunnus albacares*) y barrilete (*Katsuwonus pelamis*). A pesar que la vedas espaciotemporales en el corralito y otros *hotspots* de captura de atún fueron previstos por Harley y Suter (2007) para reducir la captura de atún patudo en un 24%, fueron insuficientes para reducir la mortalidad por pesca a niveles biológicamente sostenibles. Como alternativa, se ha recomendado aumentar el área y la duración de las vedas o explorar medidas de ordenación dinámica (Harley y Suter, 2007; Pons *et al.*, 2022).

Las simulaciones en el presente estudio de varias vedas espaciotemporales complementaron los resultados de Harley y Suter (2007) en cuanto a que la duración de la veda en todo el OPO (es decir, 72 días) fue insuficiente para reclasificar el estado de vulnerabilidad de la población a “menos vulnerable”. Además, la primera fase de este proyecto incluyó vedas en zonas costeras adyacentes a áreas de anidamiento claves además de estas vedas en todo el OPO, y los resultados mostraron que las vedas combinadas no fueron suficientes para mejorar el estado de la tortuga laúd en la región (Griffiths *et al.* 2019b). Ampliar la duración de la veda en todo el OPO redujo la vulnerabilidad de la especie, pero el único escenario donde la clasificación de la especie cambió a “menos vulnerable” fue aquel en el que se asumió un cierre tanto de la pesquería de cerco como de la de palangre por al menos 150 días del año (Fig. 6i; Tabla 8). Es improbable que esta medida sea una opción de ordenación factible dada la consecuente reducción significativa en la captura de las especies objetivo de atún.

Hay varios países que ya contribuyen, implementando medidas importantes que incluyen sus playas de

anidamiento en categorías de ordenación como Parques Nacionales, Refugios de Vida Silvestre u otras categorías de áreas protegidas. Para aquellos sitios de anidamiento y sus áreas adyacentes, así como para las áreas marinas bajo varios esquemas de ordenación y/o protección que no se incluyen en estas categorías, también se podría analizar la implementación de medidas de ordenación identificadas y desarrolladas a través de la gobernanza participativa. Adicionalmente, se requieren esfuerzos colaborativos significativos para definir las áreas en alta mar que podrían ser candidatos para una ordenación espaciotemporal (por ejemplo, Shillinger *et al.* 2008). Dichos escenarios involucrarían múltiples actores, bajo mecanismos específicos del país, y específicos de la convención o comisión, en la ordenación e implementación de las mejores prácticas para el uso responsable de los recursos pesqueros dentro de las áreas marinas relevantes.

RECOMENDACIONES PARA EL TRABAJO FUTURO

Este documento examinó los efectos potenciales de múltiples escenarios de MCO en la vulnerabilidad de la tortuga laúd, incluyendo la modificación de aparejos (por ejemplo, anzuelos circulares, redes agalleras iluminadas), mejores prácticas (por ejemplo, manipulación y liberación segura de tortugas), vedas de pesca espaciotemporales en el OPO, así como combinaciones de MCO. Si bien los resultados de los escenarios de este modelo proporcionaron información amplia para estrategias de implementación de medidas de conservación en las pesquerías del OPO, también se destacaron necesidades de información y prioridades para el trabajo futuro.

4.1. Estimaciones mejoradas de parámetros del EASI-Fish

Aunque existe información para alimentar los valores estimados de los parámetros del EASI-Fish como la reducción de la selectividad de contacto (es decir, tasas de captura incidental) gracias al uso de anzuelos circulares grandes y/o cebo de pescado en algunas pesquerías, aún existen necesidades de información para muchas variables fundamentales de la mayoría de las pesquerías que se consideraron en este estudio, específicamente valores confiables de MPC y la eficacia de las MCO. En este sentido, mejorar la recolección de datos la notificación de eventos de captura incidental sigue siendo una necesidad fundamental en la mayoría de las pesquerías. La cobertura por observadores de los CPC de la CIAT en la flota palangrera industrial del OPO muchas veces no ha llegado al requerimiento del 5% bajo la resolución [C-19-08](#). La disponibilidad de los datos de observadores a bordo durante las operaciones pesqueras es una necesidad fundamental para informar y mejorar los procesos de toma de decisión. Por consiguiente, promover programas permanentes de observadores a bordo de las flotas industriales y artesanales (embarcaciones de <24m LOA) con monitoreo humano y/o electrónico es crucial para acceder a la información. Sin embargo, estos programas requieren un compromiso financiero y político continuo para ser exitosos en el largo plazo.

Para ayudar a proporcionar información para mejorar las estimaciones de MPC y de la eficacia de las MCO, se recomienda desarrollar programas robustos de observadores para la flota de buques atuneros palangreros grandes, en donde se podría probar el monitoreo electrónico como un posible método costo-efectivo para complementar el trabajo de los observadores humanos, y cumplir con los requerimientos de la resolución [C-19-08](#) de la CIAT y la resolución [CIT-COP7-2015-R2](#) de la CIT.

También se recomienda realizar estudios que utilicen datos de comportamiento transmitidos por satélite (por ejemplo, inmersión, desplazamiento) para cuantificar las tasas de MPC para las tortugas laúd en las pesquerías de palangre y red agallera del OPO, aunque se reconocen las dificultades logísticas y tecnológicas que conllevan estos estudios. Además, es posible que no sea práctico obtener el tamaño de muestra necesario para refinar de manera fiable las estimaciones actuales de MPC, especialmente teniendo en cuenta las numerosas variables que pueden influir en la MPC. Aunque las estimaciones de MPC pueden refinarse mediante estudios actuales y futuros, es probable que siempre requieran varios grados de inferencia, extrapolación y opinión de expertos que conllevan incertidumbre y deben

reconocerse. Estos estudios se beneficiarían estimando la MPC, utilizando mejores prácticas de manipulación y liberación, como la liberación *in situ* después de cortar la línea, comparada con la liberación desde la cubierta. El diseño experimental podría estratificarse aún más por tamaño del animal y hora de la manipulación para liberarlo, lo que permitiría comprender la eficacia de cada procedimiento de liberación. Además, actualmente se exigen mejores prácticas de manipulación en estas pesquerías y la capacitación para garantizar su cumplimiento es un objetivo lógico de los esfuerzos de conservación de las tortugas marinas. Las prácticas actuales y los efectos de los esfuerzos de divulgación y educación deberían caracterizarse mejor para ampliar nuestra comprensión de la eficacia de esta MCO.

4.2. Informe mejorado del esfuerzo de pesca espacialmente explícito

En ERE anteriores no se han incluido pesquerías artesanales costeras que usualmente interactúan con las tortugas laúd, ya que generalmente la documentación es deficiente, cuando la hay (Salas *et al.*, 2007). Por ejemplo, las tortugas marinas son capturadas incidentalmente en pesquerías comerciales de pequeña escala o pesquerías artesanales en todo México (Bizarro *et al.*, 2009a; Smith *et al.*, 2009), Centroamérica (Swimmer *et al.*, 2011; Whoriskey *et al.*, 2011), y en Suramérica (Alfaro-Shigueto *et al.*, 2007; Martínez-Ortiz *et al.*, 2015; Alfaro-Shigueto *et al.*, 2018; Ortíz-Álvarez *et al.*, 2020), a menudo en mayores cantidades que en las pesquerías industriales de cerco y palangre del OPO (Wallace *et al.* 2013a). Además de las capturas accidentales, todavía existe la retención de tortugas para consumo humano en pesquerías artesanales en el centro del Perú. Entre el 2009 y el 2015, por ejemplo, se encontraron aproximadamente 1,000 tortugas en diferentes botaderos cerca de Pisco, Perú, donde se cree que el 95% fueron utilizadas para consumo humano, de las cuales un 1.4% eran tortugas laúd (Quiñones *et al.* 2021).

EASI-Fish fue diseñado para solventar el problema de la escasez o baja fiabilidad de datos de captura mediante el uso de mapas espaciales del esfuerzo pesquero sobrepuesto a la distribución del hábitat de una especie. Como resultado, esta es la primera evaluación ERA que ha incluido pesquerías artesanales para cuantificar el impacto acumulativo de todas las pesquerías sobre una especie en el OPO. Sin embargo, para algunas regiones, la información solo podría obtenerse de manera oportunista en publicaciones, ya que existen áreas extensas de la costa de las Américas en las que operan las pesquerías artesanales, pero sin datos disponibles, como el centro continental de México y áreas más allá de los límites conservadores en las áreas de pesca que establecimos dentro de los 0.5° de cada puerto pesquero incluido en este estudio. Además, aunque los estados costeros contribuyeron a la evaluación con una gran cantidad de datos sobre esfuerzo pesquero, lo que resulta en una mejora significativa en comparación con la evaluación anterior de Griffiths *et al.* (2020), la ausencia de programas de monitoreo específicos para la pesca artesanal en algunos países significó que los datos disponibles representaban solo un subconjunto de todo el esfuerzo, por ejemplo, solo aquellos lances en los que había un observador a bordo. Debido a tales limitaciones en la cobertura de todas las pesquerías que probablemente tengan captura incidental de tortugas laúd y los diversos supuestos conservadores del modelo, es probable que la mortalidad por pesca estimada (\tilde{F}_{2019}) y el subsecuente estado de vulnerabilidad de la población de tortugas laúd del OPO para 2019 y para cada escenario hipotético esté subestimado. Por este motivo, los resultados presentados en este documento se deben considerarse como una contribución útil para informar la ordenación precautoria de los impactos de la pesca incidental en pesquerías en la población de tortuga laúd del OPO, que se encuentra críticamente amenazada.

Sin embargo, la CIAT ahora dispone de algunos datos de estas pesquerías costeras pequeñas gracias a la colaboración con Miembros de la CIAT de Centroamérica en un proyecto financiado por el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM) (Siu y Aires-da-Silva, 2016; Oliveros-Ramos *et al.*, 2019). Aunque este trabajo ya ha concluido, el enfoque de muestreo se ampliará en México, Ecuador y Perú en 2022, lo que debería proporcionar más datos sobre las capturas y el esfuerzo de pesca de estas pesquerías costeras pequeñas. Además, el MdE entre la CIAT y la CIT proporciona oportunidades de mayor colaboración e intercambio de información entre las dos convenciones. Asimismo, deberían extenderse métodos

innovadores para recopilar datos de captura incidental en contextos artesanales, como la comunicación por radio con pescadores (por ejemplo, Alfaro-Shigueto *et al.*, 2012), con el fin de subsanar estas lagunas de información mediante técnicas prácticas. Por tanto, las evaluaciones futuras sobre captura incidental de especies como la tortuga laúd podrían mejorar a medida que los datos de esfuerzo pesquero espacialmente explícito están disponibles para el uso del personal de la CIAT.

4.3. Evaluación de la viabilidad de la ordenación y efectos de la implementación de las MCO en el ecosistema

La ordenación pesquera debe equilibrar los intereses comerciales y de subsistencia con las consideraciones de salud del ecosistema, incluyendo la ordenación responsable de las especies protegidas y en peligro, como las tortugas laúd. Nuestros resultados proporcionan información extensa que contribuye a una parte de esta ecuación: la eficacia potencial de aplicar varias MCO para reducir la vulnerabilidad de la tortuga laúd a la pesca incidental. Por lo tanto, un siguiente paso importante sería estimar los requisitos logísticos y los posibles costos-beneficios para las pesquerías de atún que implementen las MCO incluidas en este modelo. Este ejercicio ofrecería a los CPC la oportunidad de explorar la viabilidad de implementar los escenarios de MCO potencialmente efectivos destacados en nuestros resultados. Además, se podrían explorar las MCO de mejor desempeño en el marco de un EASI-Fish multiespecífico para estudiar los posibles beneficios, o ventajas y desventajas, para otras especies capturadas incidentalmente con el objetivo de elaborar un enfoque ecosistémico sólido para gestionar tanto las especies objetivo como las no objetivo afectadas por las pesquerías del OPO.

CONCLUSIONES

EASI-Fish fue principalmente desarrollado como una herramienta para evaluar la vulnerabilidad de las especies de captura incidental con datos limitados, permitiendo la identificación de especies prioritarias que se recomendarían como candidatas para futuras investigaciones y monitoreo de capturas. Sin embargo, este estudio demostró la flexibilidad y utilidad del enfoque EASI-Fish para estimar la eficacia relativa de MCO potenciales para reducir la vulnerabilidad de especies como la tortuga laúd, que se ven afectadas por múltiples pesquerías pelágicas en el OPO.

A medida que hay mayor disponibilidad de datos de los programas de monitoreo nacionales y de la CIAT, así como estudios de mortalidad posliberación, la utilidad de EASI-Fish se incrementará como una herramienta particularmente rápida y económica para explorar los efectos potenciales de varios escenarios de MCO para reducir la vulnerabilidad de otras especies no objetivo vulnerables a la captura incidental. Además, los productos depurados de EASI-Fish resaltarán las MCO que se pueden implementar de manera costo-efectiva por los gestores de las pesquerías para cumplir con los mandatos y las resoluciones existentes que requieren demostrar prácticas de pesca responsable que aseguran la sostenibilidad ecológica de todas las especies con las que interactúan sus pesquerías.

Este estudio representó una colaboración importante y exitosa entre la CIT y la CIAT, en cumplimiento de su MdE del 2011, donde se describen las áreas de cooperación y específicamente el compartir información para reducir la captura incidental y las estrategias de conservación de las tortugas marinas en las Áreas de la Convención de la CIAT y de la CIT. Los resultados detallados de este esfuerzo informarán el desarrollo de estrategias para implementar las MCO descritas en la resolución [C-19-04](#) y proporcionar a los gestores una flexibilidad significativa y una mayor claridad con respecto a los tipos de MCO que podrían implementarse para lograr beneficios de conservación para las tortugas laúd. Varios escenarios de modelado de EASI-Fish indicaron beneficios potenciales de varias MCO para el estado de conservación de la tortuga laúd, ya sea implementadas individualmente o en combinación con otras MCO. Sin embargo, dado que estos beneficios dependen de una implementación y cumplimiento del 100% en las pesquerías en cuestión, se necesitan protocolos y sistemas de control para hacer cumplir efectivamente la implementación de las MCO y monitorear su eficacia para lograr los objetivos de conservación y de pesca.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Alexandre Aires-da-Silva, Verónica Cáceres y a los miembros de la CIT por revisar el borrador de este documento. Agradecemos a José Leonardo Castillo Geniz del Programa de Grandes Pelágicos del Pacífico de INAPESCA, por proporcionar los datos de observadores de la flota mexicana tiburonera de palangre y a Oscar Sosa-Nishizaki del Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, México, por la valiosa información sobre las pesquerías artesanales mexicanas. También agradecemos a Renato Guevara, Director Ejecutivo del Instituto del Mar del Perú (IMARPE) y a la Oficina de Pesca Artesanal (IMARPE) por proporcionar datos de esfuerzo de 2019 de las pesquerías artesanales de red agallera de deriva y de palangre en varios puertos a lo largo de la costa peruana. Gracias a La Red de la Conservación de la Tortuga Laúd del Océano Pacífico Oriental (Red Laúd OPO), al *State of the World's Sea Turtles* (<http://seamap.env.duke.edu/swot>), y a los miembros de la CIT por los datos de las zonas de anidamiento proporcionados por varios investigadores y organizaciones a estos consorcios.

REFERENCIAS

- Alfaro-Shigueto, J., Dutton, P.H., Van-Bressem, M. and Mangel, J. 2007. Interactions between leatherback turtles and Peruvian artisanal fisheries. *Chelonian Conservation and Biology* 6: 129-134.
- Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J.C., Pajuelo, M., Dutton, P.H., Seminoff, J.A. and 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. and 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. and 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. and Vogel, N. 2013. Circle hooks: Developing better fishing practices in the artisanal longline fisheries of the Eastern Pacific Ocean. *Biological Conservation* 160: 214-224.
- Avens, L., Taylor, J.C., Goshe, L.R., Jones, T.T. and Hastings, M. 2009. Use of skeletochronological analysis to estimate the age of leatherback sea turtles *Dermochelys coriacea* in the western North Atlantic. *Endangered Species Research* 8: 165-177.
- Avens, L., Goshe, L.R., Zug, G.R., Balazs, G.H., Benson, S.R. and Harris, H. 2020. Regional comparison of leatherback sea turtle maturation attributes and reproductive longevity. *Marine Biology* 167: 4.
- Ayala, L., Amoros, S. and 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.
- Bailey, H., Fossette, S., Bograd, S.J., Shillinger, G.L., Swithenbank, A.M., Georges, J.-Y., Gaspar, P., Strömberg, K.H.P., Paladino, F.V. and Spotila, J.R. 2012. Movement patterns for a critically endangered species, the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*), linked to foraging success and population status. *PLoS One* 7.
- Benson, S.R., Eguchi, T., Foley, D.G., Forney, K.A., Bailey, H., Hitipeuw, C., Samber, B.P., Tapilatu, R.F., Rei, V. and Ramohia, P. 2011. Large-scale movements and high-use areas of western Pacific leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*. *Ecosphere* 2: 1-27.
- Bizzarro, J.J., Smith, W.D., Hueter, R.E. and 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.

- Bizarro, J.J., Smith, W.D., Márquez-Farías, J.F., Tyminski, J. and Hueter, R.E. 2009b. Temporal variation in the artisanal elasmobranch fishery of Sonora, Mexico. *Fisheries Research* 97: 103-117.
- Carreón-Zapiain, M.T., Favela-Lara, S., González-Pérez, J.O., Tavares, R., Leija-Tristán, A., Mercado-Hernández, R. and 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.
- Castillo-Geniz, J.L., Godinez-Padilla, C.L., Ortega-Salgado, I. and Ajás-Terriquéz, H.A. 2016. Programa de Observadores de Tiburón. In: Castillo Géniz, J. L., and Tovar Ávila, J. (Eds.), *Tiburones Mexicanos de Importancia Pesquera en la CITES*. Instituto Nacional de Pesca, México, pp. 56–67.
- Castillo-Geniz, J.L., Godinez-Padilla, C.L., González-Ania, L.V., Haro-Avalos, H., Mondragón-Sánchez, L.F. and 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.
- Convention of Migratory Species (Cms) 2015. Notification to the Parties No. 2015/007. Amendment to Appendices I and II of the Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (CMS). Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (CMS). Available at http://www.cms.int/sites/default/files/document/Appendices_COP11_E.pdf, Bonn, Germany.
- Convention on International Trade in Endangered Species (Cites) 2016. Consideration of proposals for amendment of Appendix I and II. CoP17 Prop. 44. Inclusion of the genus *Mobula* spp. in Appendix II. Convention on International Trade in Endangered Species. Available at <https://cites.org/sites/default/files/eng/cop/17/prop/060216/E-CoP17-Prop-44.pdf>, Geneva, Switzerland.
- Doherty, P.D., Alfaro-Shigueto, J., Hodgson, D.J., Mangel, J.C., Witt, M.J. and Godley, B.J. 2014. Big catch, little sharks: Insight into Peruvian small-scale longline fisheries. *Ecology and Evolution* 4: 2375-2383.
- Donoso, M. and 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.
- Duffy, L., Lennert-Cody, C., Vogel, N., Boster, J. and Marrow, J. 2016. Description of reported catch data for non-target species: Does sufficient data exist to produce a comprehensive ecological risk assessment? 8th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 9-13 May 2016, La Jolla, California, USA. Document SAC-07-INF C(d): 1-20.
- Duffy, L.M., Lennert-Cody, C.E., Olson, R.J., Minte-Vera, C.V. and Griffiths, S.P. In Review. Assessing vulnerability of bycatch species in the tuna purse-seine fisheries of the eastern Pacific Ocean. *Fisheries Research*.
- Dutton, P.H., Bowen, B.W., Owens, D.W., Barragan, A. and Davis, S.K. 1999. Global phylogeography of the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*). *Journal of Zoology* 248: 397-409.
- Food and Agriculture Organisation of the United Nations (Fao) 2009. Guidelines to reduce sea turtle mortality in fishing operations. Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome.
- Gilman, E., Zollett, E., Beverly, S., Nakano, H., Davis, K., Shiode, D., Dalzell, P. and Kinan, I. 2006. Reducing sea turtle by-catch in pelagic longline fisheries. *Fish and Fisheries* 7: 2-23.
- Griffiths, S.P. and 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 Inter-American Tropical Tuna Commission, La Jolla, California, USA, 8-12 May, 2017. Document SAC-08-07b.
- Griffiths, S.P., Duffy, L. and 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. and Román, M.H. 2018. Development of a flexible ecological risk assessment (ERA) approach for quantifying the cumulative impacts of fisheries on bycatch species in the eastern Pacific Ocean. 9th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 14-18 May 2018, La Jolla, California, USA. Document SAC-09-12: 38.
- Griffiths, S.P., Kesner-Reyes, K., Garilao, C., Duffy, L.M. and Román, M.H. 2019a. 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., Lezama-Ochoa, N. and Román, M.H. 2019b. Moving towards quantitative ecological risk assessment for data-limited tuna fishery bycatch: application of “EASI-Fish” to the spinetail devil ray (*Mobula mobular*) in the eastern Pacific Ocean. 9th Meeting of the IATTC Working Group on Bycatch, 11 May 2019, San Diego, California, USA. Document BYC-09-01: 30.
- Griffiths, S.P., Wallace, B., Swimmer, Y., Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J.C. and 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.
- Hall, M. and 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.
- Harley, S.J. and Suter, J.M. 2007. The potential use of time-area closures to reduce catches of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the purse-seine fishery of the eastern Pacific Ocean. *Fishery Bulletin* 105: 49-62.
- Hernández, H.S. and Valdez Flores, J. 2016. Colima. In: Castillo Géniz, J. L., and Tovar Ávila, J. (Eds.), *Tiburones Mexicanos de Importancia Pesquera en la CITES*. Instituto Nacional de Pesca, México, pp. 46–48.
- Hobday, A.J., Smith, A.D.M., Stobutzki, I.C., Bulman, C., Daley, R., Dambacher, J.M., Deng, R.A., Dowdney, J., Fuller, M., Furlani, D., Griffiths, S.P., Johnson, D., Kenyon, R., Knuckey, I.A., Ling, S.D., Pitcher, R., Sainsbury, K.J., Sporcic, M., Smith, T., Turnbull, C., Walker, T.I., Wayte, S.E., Webb, H., Williams, A., Wise, B.S. and Zhou, S. 2011. Ecological risk assessment for the effects of fishing. *Fisheries Research* 108: 372-384.
- Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC) 2018. The fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean in 2017. 9th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 14-18 May 2017, La Jolla, California, USA. Document SAC-09-03.
- Jones, T.T., Hastings, M.D., Bostrom, B.L., Pauly, D. and Jones, D.R. 2011. Growth of captive leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, with inferences on growth in the wild: Implications for population decline and recovery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 399: 84-92.
- Kuhnert, P.M., Griffiths, S.P. and Brewer, D. 2011. Assessing population changes in bycatch species using fishery-dependent catch rate data. *Fisheries Research* 108: 15-21.
- Laúd Opo Network 2020. Enhanced, coordinated conservation efforts required to avoid extinction of critically endangered eastern Pacific leatherback turtles. *Scientific Reports*: <https://doi.org/10.1038/s41598-41020-60581-41597>.
- Lezama-Ochoa, N., Murua, H., Hall, M., Román, M., Ruiz, J., Vogel, N., Caballero, A. and Sancristobal, I. 2017. Biodiversity and habitat characteristics of the bycatch assemblages in fish aggregating devices (FADs) and school sets in the eastern Pacific Ocean. *Frontiers in Marine Science* 4: 265.
- Lezama-Ochoa, N., Hall, M., Román, M. and Vogel, N. 2019. Spatial and temporal distribution of mobulid ray species in the eastern Pacific Ocean ascertained from observer data from the tropical tuna purse-seine fishery. *Environmental Biology of Fishes* 102: 1-17.

- Martínez-Ortiz, J., Aires-Da-Silva, A.M., Lennert-Cody, C.E. and 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. and Ortega Carrasco, J.C. 2017. Informe Final. Seguimiento Pesquerías Recursos Altamente Migratorios, 2016. Instituto de Fomento Pesquero, Chile.
- Millar, R.B. and 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.
- Moreno, C.A., Arata, J.A., Rubilar, P., Huckle-Gaete, R. and Robertson, G. 2006. Artisanal longline fisheries in southern Chile: lessons to be learned to avoid incidental seabird mortality. *Biological Conservation* 127: 27-36.
- Oliveros-Ramos, R., Siu, S., Salaverria, S., Lennert-Cody, C.E., Aires-Dasilva, A. and 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.
- 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., Santidrián-Tomillo, P., Sarti, L., Santana-Hernández, H., Shillinger, G., Prado, M., Wallace, B., Williard, A.S., Zavala-Norzagaray, A.A. and Alfaro-Shigueto, J. 2020. Rapid assessments of leatherback small-scale fishery bycatch in interinteresting areas in the eastern Pacific Ocean. *Frontiers in Marine Science* 6.
- Pons, M., Watson, J.T., Ovando, D., Andracka, S., Brodie, S., Domingo, A., Fitchett, M., Forselledo, R., Hall, M. and Hazen, E.L. 2022. Trade-offs between bycatch and target catches in static versus dynamic fishery closures. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 119.
- Pritchard, P.C.H. 2015. Introduction: phylogeny and evolutionary biology of the leatherback turtle. In: Spotila, J. R., and Tomillo, P. S. (Eds.), *The Leatherback Turtle: Biology and Conservation*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, pp. 3–7.
- Quiñones, J., Quispe, S. and Zeballos, J. 2021. Historical compilation of leatherback (*Dermochelys coriacea*) catches in Peru and their relationship with the scyphozoan jellyfish *Chrysaora plocamia*. *Boletín Instituto del Mar del Perú* 36: 140-155.
- Ryder, C.E., Conant, T.A. and Schroeder, B.A. 2006. Report of the workshop on marine turtle longline post-interaction mortality. U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-F/OPR-29, Silver Spring, MD.
- Sales, G., Giffoni, B.B., Fiedler, F.N., Azevedo, V.G., Kotas, J.E., Swimmer, Y. and Bugoni, L. 2010. Circle hook effectiveness for the mitigation of sea turtle bycatch and capture of target species in a Brazilian pelagic longline fishery. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 20: 428-436.
- Santidrián Tomillo, P., Saba, V.S., Piedra, R., Paladino, F.V. and Spotila, J.R. 2008. Effects of illegal harvest of eggs on the population decline of leatherback turtles in Las Baulas Marine National Park, Costa Rica. *Conservation Biology* 22: 1216-1224.
- Santidrián Tomillo, P., Robinson, N.J., Sanz-Aguilar, A., Spotila, J.R., Paladino, F.V. and Tavecchia, G. 2017. High and variable mortality of leatherback turtles reveal possible anthropogenic impacts. *Ecology* 98: 2170-2179.
- Sarti Martínez, L., Barragán, A.R., Muñoz, D.G., García, N., Huerta, P. and Vargas, F. 2007. Conservation and biology of the leatherback turtle in the Mexican Pacific. *Chelonian Conservation and Biology* 6: 70-78.
- Schick, R.S., Roberts, J.J., Eckert, S.A., Halpin, P.N., Bailey, H., Chai, F., Shi, L. and Clark, J.S. 2013. Pelagic movements of Pacific leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) highlight the role of prey and ocean currents. *Movement Ecology* 1: 11.

- Shillinger, G.L., Palacios, D.M., Bailey, H., Bograd, S.J., Swithenbank, A.M., Gaspar, P., Wallace, B.P., Spotila, J.R., Paladino, F.V. and Piedra, R. 2008. Persistent leatherback turtle migrations present opportunities for conservation. *PLoS Biology* 6.
- Shillinger, G.L., Swithenbank, A.M., Bailey, H., Bograd, S.J., Castelton, M.R., Wallace, B.P., Spotila, J.R., Paladino, F.V., Piedra, R. and Block, B.A. 2011. Vertical and horizontal habitat preferences of post-nesting leatherback turtles in the South Pacific Ocean. *Marine Ecology Progress Series* 422: 275-289.
- Siu, S. and 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. and 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. and 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* 84: <https://doi.org/10.1016/bs.amb.2020.1003.1001>.
- Swimmer, Y., Suter, J., Arauz, R., Bigelow, K., López, A., Zanela, I., Bolanos, A., Ballester, J., Suárez, R. and Wang, J. 2011. Sustainable fishing gear: the case of modified circle hooks in a Costa Rican longline fishery. *Marine Biology* 158: 757-767.
- Swimmer, Y. and Gilman, E. 2012. Report of the sea turtle longline fishery post-release mortality workshop. NOAA Technical Memorandum NMFS-PIFSC-34. National Marine Fisheries Service, Pacific Islands Fisheries Science Center, Honolulu.
- Swimmer, Y., Gutierrez, A., Bigelow, K., Barceló, C., Schroeder, B., Keene, K., Shattenkirk, K. and Foster, D.G. 2017. Sea turtle bycatch mitigation in US longline fisheries. *Frontiers in Marine Science* 4: e260.
- Troëng, S., Harrison, E., Evans, D., Haro, A. and Vargas, E. 2007. Leatherback turtle nesting trends and threats at Tortuguero, Costa Rica. *Chelonian Conservation and Biology* 6: 117-122.
- Wallace, B.P., Dimatteo, A.D., Bolten, A.B., Chaloupka, M.Y., Hutchinson, B.J., Abreu-Grobois, F.A., Mortimer, J.A., Seminoff, J.A., Amorocho, D. and Bjorndal, K.A. 2011. Global conservation priorities for marine turtles. *PLoS One* 6: e24510.
- Wallace, B.P., Kot, C.Y., Dimatteo, A.D., Lee, T., Crowder, L.B. and Lewison, R.L. 2013a. Impacts of fisheries bycatch on marine turtle populations worldwide: toward conservation and research priorities. *Ecosphere* 4: 1-49.
- Wallace, B.P., Tiwari, M. and Girondot, M. 2013b. *Dermochelys coriacea* (East Pacific Ocean subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T46967807A46967809. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-2.RLTS.T46967807A46967809.en>.
- Watson, J.W., Epperly, S.P., Shah, A.K. and Foster, D.G. 2005. Fishing methods to reduce sea turtle mortality associated with pelagic longlines. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 965-981.
- Whoriskey, S., Arauz, R. and Baum, J.K. 2011. Potential impacts of emerging mahi-mahi fisheries on sea turtle and elasmobranch bycatch species. *Biological Conservation* 144: 1841-1849.
- Zug, G.R. and Parham, J.F. 1996. Age and growth in leatherback turtles, *Dermochelys coriacea* (Testudines: Dermochelyidae): a skeletochronological analysis. *Chelonian Conservation and Biology* 2: 244-249.

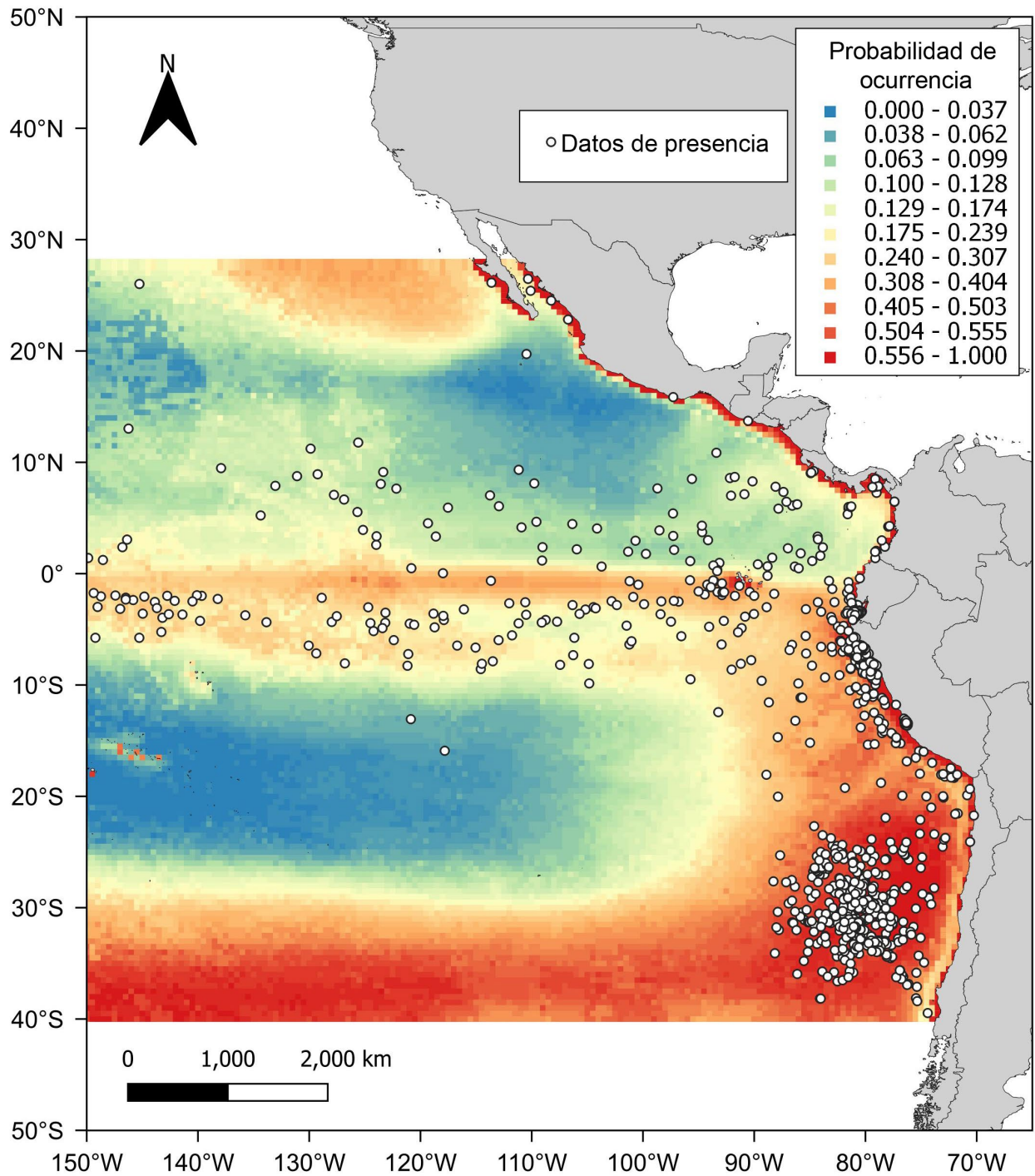


FIGURA 1. Mapa con datos de presencia (círculos blancos) utilizados para generar la distribución prevista de la población de tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*). Para considerar la incertidumbre en la distribución de la especie prevista por el modelo, EASI-Fish se ejecutó utilizando tres valores umbral de probabilidad de ocupación (ψ) de 0.1, 0.2 y 0.3.

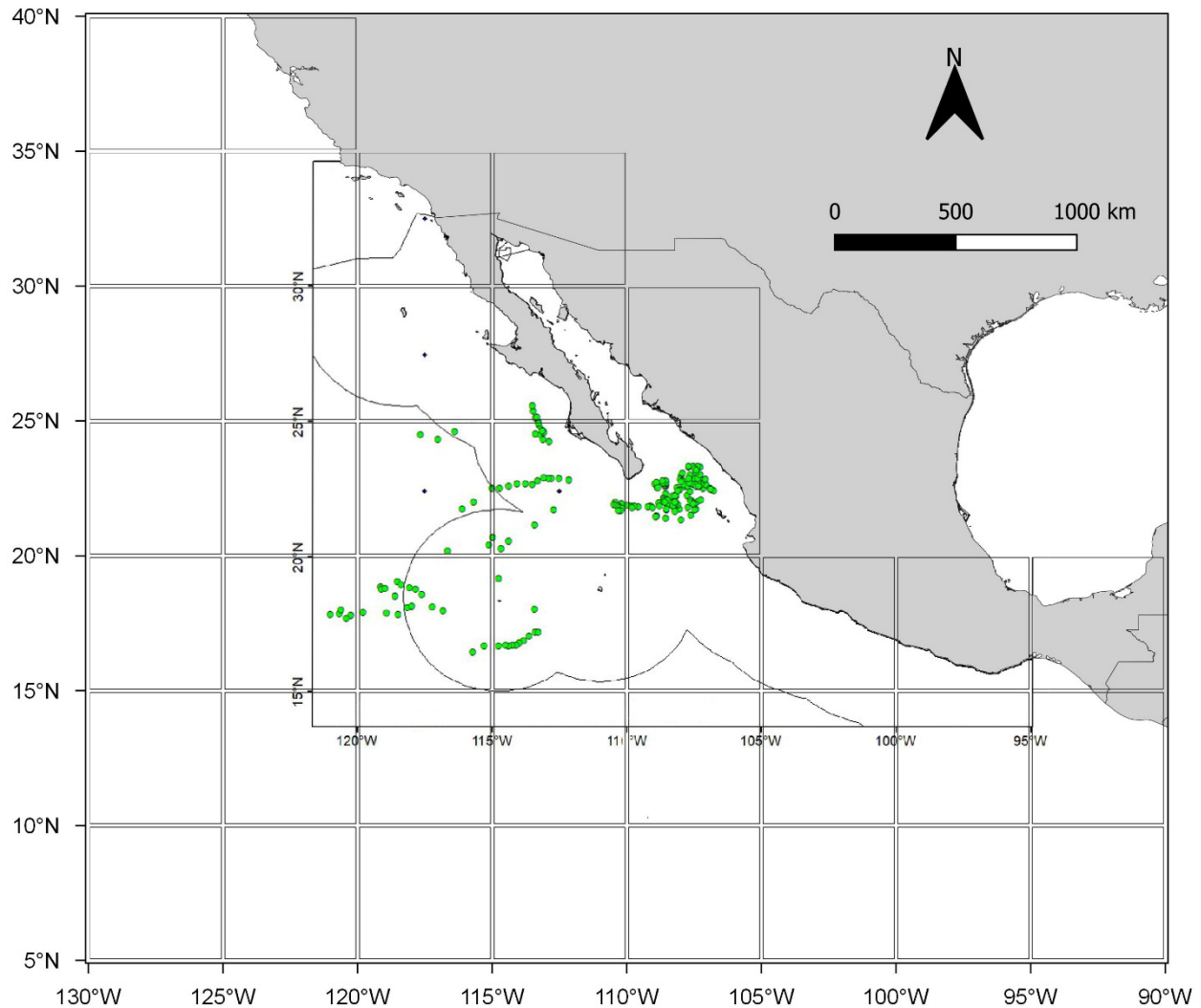


FIGURA 2. Mapa mostrando cómo se georreferenciaron en el programa QGIS los mapas de esfuerzo pesquero disponibles al público asignados a celdas en el sistema de indexación global espacial *C-squares*. En este caso, un mapa de lances observados de la flota comercial tiburonera de palangre de México en 2018 (proporcionado por el Programa de Observadores de Tiburón de México) fue superpuesto en celdas de 5° x 5° para que estos datos fueran agregados a la flota ‘industrial’ de palangre en el modelo EASI-Fish y así evaluar la vulnerabilidad de la población de tortuga laúd (*Derموchelys coriacea*) del sureste del Océano Pacífico oriental.

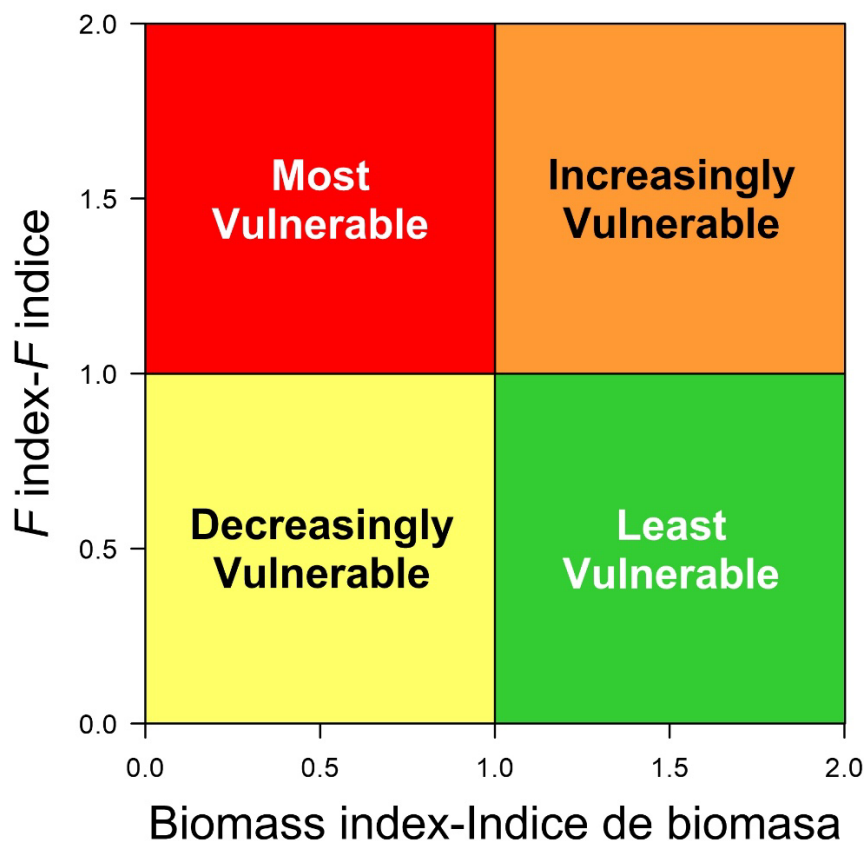


FIGURA 3. Gráfica de fase ilustrando cómo se definió el estado de vulnerabilidad para la población de tortuga laúd del Pacífico oriental evaluada utilizando $F_{80\%}$ y $BSR_{80\%}$ del modelo EASI-Fish como punto de referencia en los ejes 'x' y 'y', respectivamente. La vulnerabilidad fue definida por su posición dentro de uno de los cuatro cuadrantes en la gráfica de fase como: “Menos vulnerable” (verde, $F_{2019}/F_{80\%} < 1$ y $BSR_{2019}/BSR_{80\%} > 1$), “Cada vez más vulnerable” (naranja, $F_{2019}/F_{80\%} > 1$ y $BSR_{2019}/BSR_{80\%} > 1$), “Más vulnerable” (rojo, $F_{2019}/F_{80\%} > 1$ y $BSR_{2019}/BSR_{80\%} < 1$), y “Cada vez menos vulnerable” (amarillo, $F_{2019}/F_{80\%} < 1$ y $BSR_{2019}/BSR_{80\%} < 1$). Los límites máximos de los ejes de 2.0 tienen un propósito ilustrativo únicamente.

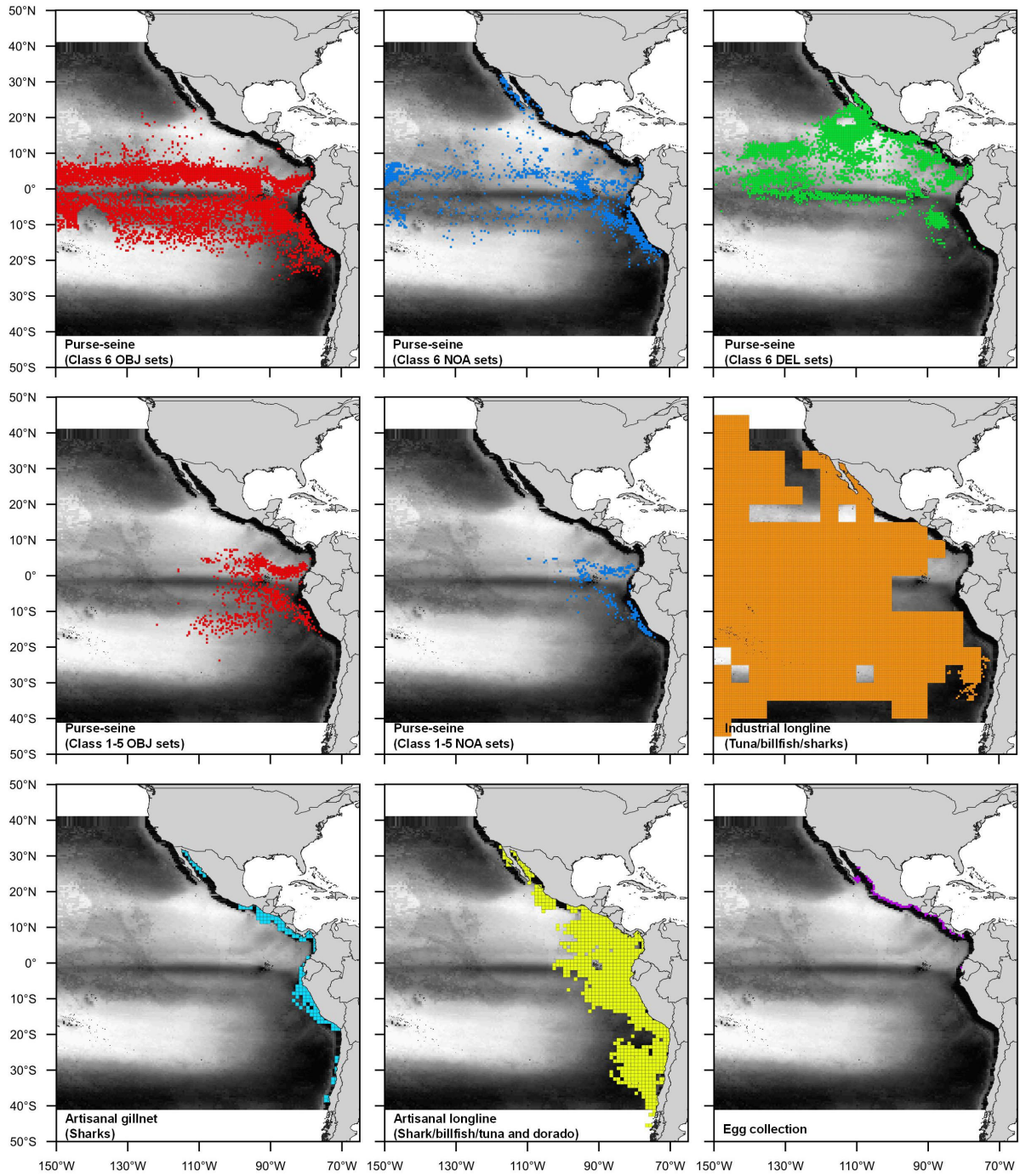


FIGURA 4. Mapas con la distribución del esfuerzo pesquero de nueve pesquerías en el Océano Pacífico oriental en 2019 en relación con la población de la tortuga laúd del Pacífico oriental (*Dermochelys coriacea*) (los colores oscuros indican una alta probabilidad de ocurrencia). Los tipos de lances para la pesquería de cerco son: i) lances asociados a objetos flotantes (OBJ), ii) lances sobre atunes no asociados (NOA), y iii) lances asociados a delfines (DEL).

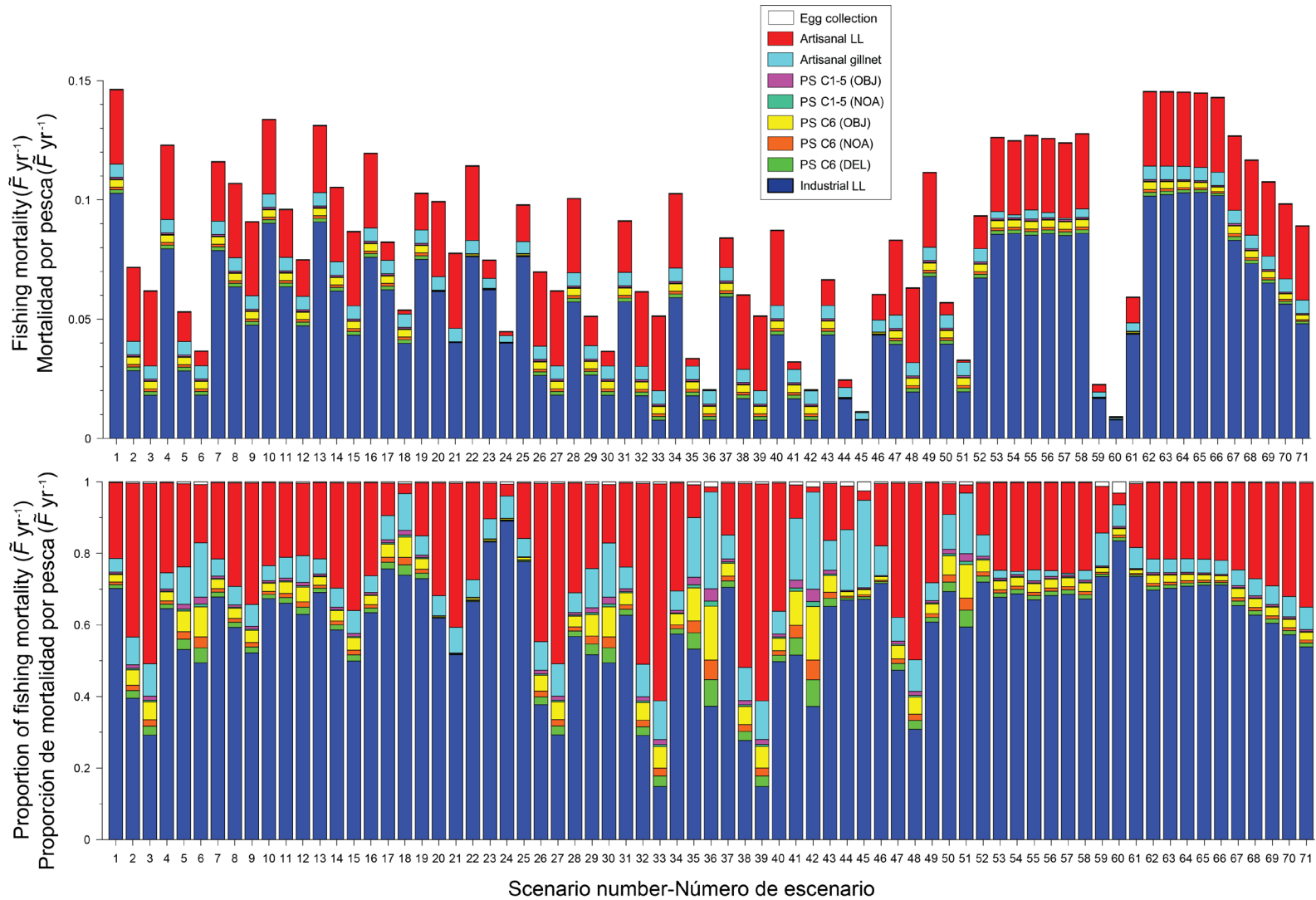


FIGURA 5. Valores promedio del sustituto de mortalidad por pesca (\tilde{F}_{2019}) para la población de la tortuga laúd del Pacífico oriental (*Dermodochelys coriacea*) estimados por EASI-Fish (panel superior) y valor de la proporción de mortalidad total \tilde{F}_{2019} (panel inferior) para cada escenario de conservación y ordenación basado en régimen de esfuerzo de las pesquerías industriales y artesanales en el Océano Pacífico oriental en 2019. Las descripciones de cada número de escenario que se muestra en el eje x se encuentran en la Tabla 5 y en la Tabla S1.

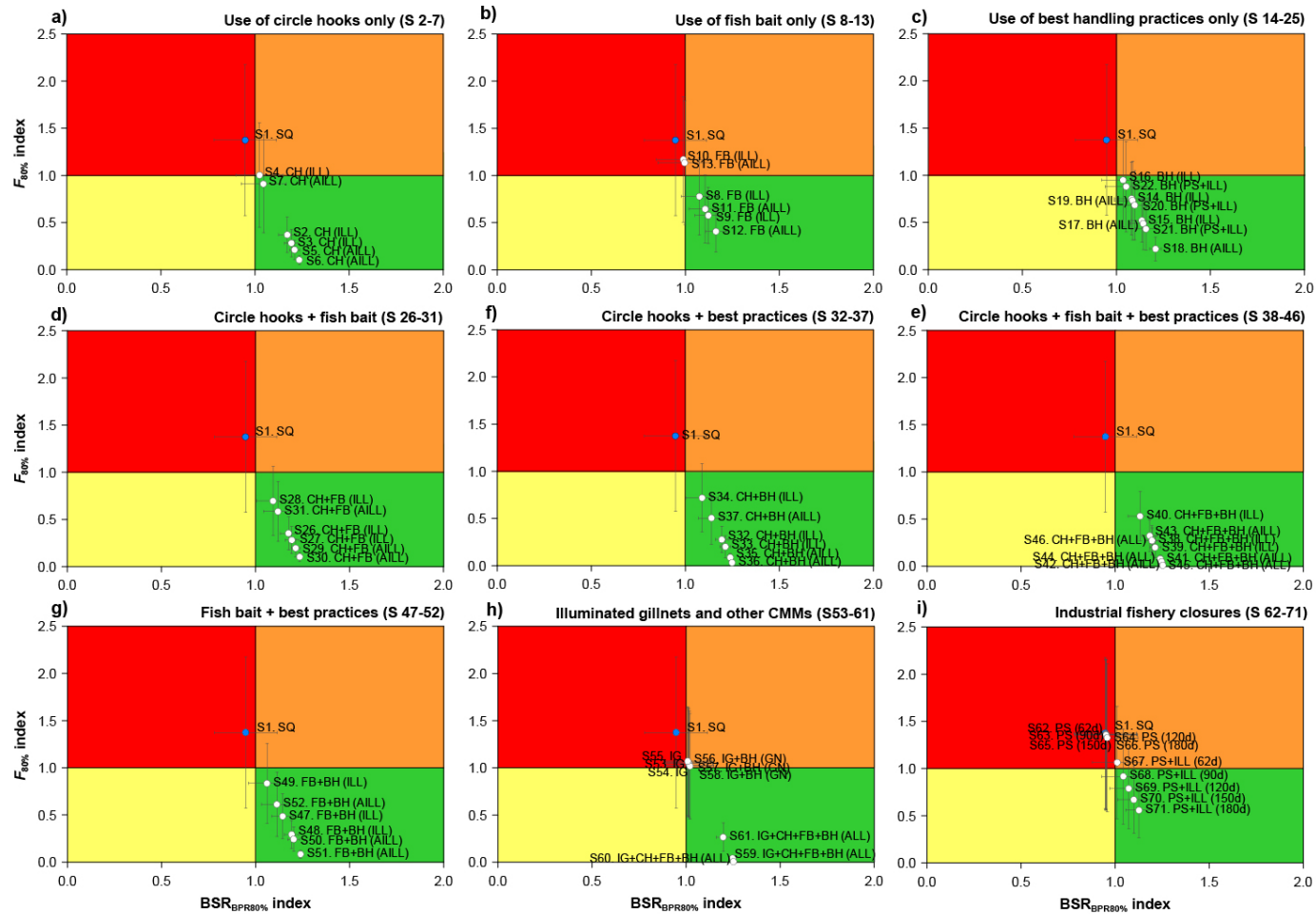


FIGURA 6. Gráficas de fase de la vulnerabilidad mostrando el estado de vulnerabilidad de la población de tortuga laúd del Pacífico oriental (*Dermodochelys coriacea*) estimada por EASI-Fish con respecto a las pesquerías pelágicas industriales y artesanales del OPO representadas por los puntos de referencia biológicos $\tilde{F}_{2019}/F_{80\%}$ y $BSR_{2019}/BSR_{80\%}$ promedio (\pm desviación estándar) para cada escenario hipotético. Notar que el símbolo azul “S1.SQ” de cada gráfica muestra el estado de vulnerabilidad bajo el presunto *statu quo* del esfuerzo pesquero y del escenario de ordenación en el 2019 para permitir comparaciones con otros escenarios. Las marcas adyacentes a los símbolos denotan el número de escenario en la Tabla 2 así como una indicación de la medida de conservación que se abordó (CH=anzuelos circulares; FB=cebo de pescado; BH=mejores prácticas de manipulación; IG=iluminación en redes agalleras) y las pesquerías en las que se aplicó la medida (ILL=palangre industrial; AILL= palangre artesanal e industrial; PS=cerco clase 1-6; GN=redes agalleras; ALL=todas las pesquerías). Los números en paréntesis en el panel (i) muestran el número de días de veda de las pesquerías. Los valores de estado de vulnerabilidad para cada uno de los 71 escenarios (y el *statu quo*) se proporcionan en la Tabla 7.

TABLA 1. Fuentes de los datos y datos de periodos de cobertura del esfuerzo pesquero utilizado para definir la distribución especial del esfuerzo en cada pesquería del OPO. Las fuentes de los datos con asterisco (*) contienen mapas de distribución del esfuerzo que fueron georreferenciados manualmente y a la ubicación de cada evento de pesca se le designó la celda correspondiente de la cuadrícula para indicar pesca.

Pesquería	País	Año	Resolución de los datos	Comentarios y fuente de los datos
Pesquerías Industriales				
Palangre	Área de la Convención de la CIAT	2018	Agregados mensuales del número de anzuelos calados con una resolución de 5°x5° (informes de los CPC); datos de posición de lance reducidos a una resolución de 0.5°x0.5° (datos de observadores).	Datos no publicados de bitácoras y programas nacionales de observadores remitidos a la CIAT.
	México (Océano Pacífico y Golfo de California)	2006–2009; 2006–2013; 2009–2012; 2018	Datos de posición de lance aumentados a una resolución de 5°x5° para permitir la incorporación con LSTLFV.	Castillo-Geniz <i>et al.</i> (2016)*; 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 de posición de lance aumentados a una resolución de 5°x5° para permitir la incorporación con LSTLFV.	Hernández y Valdez Flores (2016)*
Cerco (Clase 6 - todos los tipos de lance)	Área de la Convención de la CIAT	2018	Datos de posición de lance aumentados a una resolución de 0.5°x0.5°.	Datos no publicados recolectados por el APICD y los programas nacionales de observadores y almacenados por la CIAT.
Cerco (Clases 1–5 - todos los tipos de lance)	Área de la Convención de la CIAT	2018	Datos de posición de lance aumentados a una resolución de 0.5°x0.5°.	Datos no publicados recolectados por el programa de observadores de TUNACONS y el personal de la CIAT en puertos de descarga (bitácoras).
Pesquerías artesanales				
Red agallera de superficie	Chile (norte y centro)	2016	Datos de posición de lance aumentados 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 asignadas 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 asignadas 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 asignadas 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 asignadas a celdas adyacentes de 0.5°x0.5°	Bizzarro <i>et al.</i> (2009b)*
	México, Panamá	2017–2018	Posiciones de los puertos de pesca 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 de pesca asignadas a celdas adyacentes de 0.5°x0.5°	Ortiz-Álvarez <i>et al.</i> (2020)
	Perú y Chile	2005–2007;	Datos de posición de lance aumentados a una resolución de 0.5°x0.5°.	Alfaro-Shigueto <i>et al.</i> (2011)*
Perú	2007	Datos de posición de lance aumentados a una resolución de 0.5°x0.5°.	Ayala <i>et al.</i> (2008)*	
Palangre lance somero	Chile (norte y centro)	2001–2005; 2016	Datos de posición de lance aumentados a una resolución de 0.5°x0.5°.	Donoso y Dutton (2010); Martínez <i>et al.</i> (2017)*
	Chile (sur)	2002	Datos de posición de lance aumentados a una resolución de 1°x1°.	Moreno <i>et al.</i> (2006)*
	Chile y Perú	2005–2010	Agregados anuales del número de lances a una resolución de 1°x1°.	Doherty <i>et al.</i> (2014)*
	Ecuador	2008–2012	Datos de posición de lance aumentados a una resolución de 0.5°x0.5°.	Martínez-Ortiz <i>et al.</i> (2015)*
	Ecuador, Panamá, Costa Rica	2004–2010	Datos de posición de lance aumentados a una resolución de 0.5°x0.5°.	Datos no publicados de la CIAT y datos de observadores de INCOPESCA
	Guatemala, El Salvador, Nicaragua, Costa Rica, Panamá	2018	Posiciones de los puntos de acceso y descarga asignadas 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 asignadas 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 asignadas a celdas adyacentes de 0.5°x0.5°	Bizzarro <i>et al.</i> (2009b)*
	México, Panamá	2017–2018	Posiciones de los puertos de pesca 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 de pesca asignadas a celdas adyacentes de 0.5°x0.5°	Ortiz-Álvarez <i>et al.</i> (2020)
Perú	2004–2006; 2007	Datos de posición de lance reducidos a una resolución de 0.5°x0.5°	Ayala <i>et al.</i> (2008)*; Alfaro-Shigueto <i>et al.</i> (2011)*	
Colecta de huevos	Costa Rica	1995–2006	Posiciones de nidos asignadas a celdas adyacentes de 0.5°x0.5°	Red de la Conservación de la Tortuga Laúd del Océano Pacífico Oriental; Troëng <i>et al.</i> (2007)*
	México	1982–2004	Posiciones de nidos asignadas a celdas adyacentes de 0.5°x0.5°	Red de la Conservación de la Tortuga Laúd del Océano Pacífico

TABLA 2. Resumen de datos utilizados para desarrollar un nuevo modelo de distribución de la especie para la tortuga laúd del OPO. *El número total de presencias incorporado en el modelo fue 1,088, porque algunas observaciones se registraron fuera del área de estudio. ¹Parte de la CIT, ²CPC de la CIAT CPC, ³Parte de ambas comisiones.

País	Arte	Primer año	Último año	Presencia únicamente	Abundancia	Esfuerzo	No. de presencias	No. de individuos	No. total de lances	% de presencias	Fuente
Chile ¹	Cerco	2015	2019	No	No	-	3	3	4,396	0.07	Observadores
Chile ¹	Palangre industrial	2001	2018	No	Sí	Sí (No anzuelos)	327	365	13,828	2.36	Observadores
Chile ¹	Palangre artesanal	2002	2018	No	Sí	Sí (No anzuelos)	59	62	1,831	3.22	Observadores
Chile ¹	Palangre artesanal (espinel)	2010	2019	No	No (?)	Sí (No anzuelos)	2	2	564	0.35	Observadores
Chile ¹	Red agallera artesanal	2007	2019	No	Sí	No	22	24	1,399	1.57	Observadores
Colombia ²	Red agallera	2017	2018	Sí	No	No	3	3	3	-	Observadores
Colombia ²	Palangre	2018	2018	Sí	No	No	2	2	2	-	Observadores
CIAT	Cerco	1995	2020	No	Sí	No	272	274	532,857	0.05	Observadores
CIAT	Palangre	2013	2020	No	Sí	No	67	67	24,005	0.28	Observadores
Panamá ³	PS/LL/Red agallera	2018	2020	Sí	No	No	10	10	10	-	Observadores
Perú ³ (ProDelphinus)	-	2001	2019	Sí	No	-	186	186	186	-	ProDelphinus
Ecuador ³	Cerco	2019	2020	No	No (?)	-	3	3	2,746	0.11	Observadores
Ecuador ³	Palangre (fondo)	2017	2020	No	No (?)	No	0	0	766	0.00	Observadores
Ecuador ³	Palangre (superficie)	2019	2020	No	No (?)	No	2	2	1,667	0.12	Observadores
Perú ³	Red	1997	2015	Sí	No	No	141	141	141	-	IMARPE/ACOREMA
Perú ³	Red de deriva/agallera	2013	2020	Sí	Sí	No	21	21	21	-	IMARPE (LAMBAYEQUE)
WWF (varios) ³	LL	2004	2009	No	Sí	Sí (Varios)	20	20	7,539	0.27	WWF-CIAT
Costa Rica ³	LL	2005	2012	No	Sí	Sí (No anzuelos)	5	5	2,602	0.19	WWF
-	-	1995	2020	-	-	-	1145*	1190	594563	0.19	

TABLA 3. Valores de los parámetros de referencia para la evaluación de la vulnerabilidad de la tortuga laúd del OPO en EASI-Fish. La clase de talla susceptible a la mortalidad por pesca está en centímetros, longitud curva del caparazón. Ver la sección de Metodología para más detalles sobre cada parámetro y la eficacia estimada de cada MCO.

Pesquería	Duración temporal de pesca (Dx)	Disponibilidad estacional (Axj)	Clase de talla susceptible a la mortalidad por pesca (j)	Encontrabilidad (Nxj)	Rango profundidad efectiva	Selectividad de contacto (Cxj)	Mortalidad en embarcación	Mortalidad posliberación	Mortalidad poscaptura (Pxj) (combinación de mortalidad en embarcación y mortalidad posliberación)			Referencias
									Valor preferido	Valor bajo	Valor alto	
Palangre industrial	100%	100%	>90 cm	100%	0-200 m	100%	1%	30%	30%	10%	60%	Swimmer <i>et al.</i> (2017); Ryder <i>et al.</i> (2006); Swimmer y Gilman (2011); Gilman y Huang (2006); Watson <i>et al.</i> (2005); evaluación de expertos del grupo de trabajo
Cerco	83%	100%	>90 cm	100%	0-200 m	100%	1%	5%	5%	1%	10%	Datos no publicados de la CIAT; evaluación de expertos del grupo de trabajo
Palangre artesanal	100%	100%	>90 cm	100%	0-200 m	100%	50%	10%	50%	20%	60%	Alfaro-Shigueto <i>et al.</i> (2011); Gilman <i>et al.</i> (2010); evaluación de expertos del grupo de trabajo
Redes agalleras de deriva artesanales	100%	100%	>90 cm	100%	0-200 m	100%	1%	25%	25%	10%	40%	Alfaro-Shigueto <i>et al.</i> (2011); Donoso y Dutton (2007); referencias para palangre industrial; evaluación de expertos del grupo de trabajo

TABLA 4. Parámetros biológicos (y sus referencias) utilizados en el modelo EASI-Fish para la población de tortuga laúd del Pacífico oriental.

	t_{\max} (yrs)	L_{inf} (yr ⁻¹)	K (yr ⁻¹)	Talla- peso a	Talla- peso b	L_{50} (cm)	M (yr ⁻¹)
Valor(es) del parámetro	48	147.6	0.286	0.0214	2.86	129.7	0.295–0.937
Fuente de los datos	Jones <i>et al.</i> (2011)	Zug y Parham (1996)	Zug y Parham (1996)	Jones <i>et al.</i> (2011)	Jones <i>et al.</i> (2011)	Avens <i>et al.</i> (2020)	Santidrián Tomillo <i>et al.</i> (2017); Laúd OPO Network (2020)

Tabla 5. Eficacia estimada de las MCO incluidas en la evaluación de vulnerabilidad de la tortuga laúd del OPO. Para las reducciones estimadas de la selectividad (es decir, tasas de captura incidental) y la mortalidad posliberación*, se seleccionó un valor preferido y valores de eficacia bajos y altos en los escenarios de EASI-Fish para brindar una variedad de resultados potenciales.

Pesquería	Medidas de conservación y ordenación	Reducción de la duración de las operaciones de pesca	Reducción de la selectividad (tasas de captura incidental)			Reducción de mortalidad posliberación*			Referencias
			Valor preferido	Valor bajo	Valor alto	Valor preferido	Valor bajo	Valor alto	
Palangre industrial	Anzuelos circulares grandes		69%	20%	80%				Swimmer <i>et al.</i> (2017) valores de palangre del Pacífico de EE. UU., Parga (2012); Parga <i>et al.</i> (2015); Gilman y Huang (2016); Watson <i>et al.</i> (2005) (Watson <i>et al.</i> 2005); Swimmer <i>et al.</i> (2017), valores de palangre del Atlántico de EE. UU.; no se supone ningún cambio en la mortalidad posliberación porque no se ha reducido la gravedad de las lesiones por enganche o por cebo de pescado
	Cebo de pescado		34%	10%	50%				Swimmer <i>et al.</i> (2017), valores de palangre del Atlántico de EE. UU.
	Anzuelos circulares grandes + cebo de pescado		71%	40%	80%				Ryder <i>et al.</i> (2006); Swimmer y Gilman (2012); evaluación de expertos del grupo de trabajo
	Mejores prácticas de manipulación y liberación segura					25%	10%	50%	Expansión de las MCO existentes de la CIAT
Cercos industriales	Vedas espaciotemporales	60, 90 ,120, 150, 180 d							Evaluación de expertos del grupo de trabajo
	Mejores prácticas de manipulación y liberación segura					90%	80%	95%	Expansión de las MCO existentes de la CIAT
Palangre artesanal	Vedas espaciotemporales	60, 90 ,120, 150, 180 d							Parga (2012); Andraka <i>et al.</i> (2013); Parga <i>et al.</i> (2015); Ver referencias para palangre industrial
	Anzuelos circulares grandes		59%	20%	80%				Ver referencias para palangre industrial
	Cebo de pescado		34%	10%	50%				Ver referencias para palangre industrial
	Anzuelos circulares grandes + cebo de pescado		60%	30%	80%				Evaluación de expertos del grupo de trabajo: Mariluz Parga, Sandra Andraka, Liliana Rendon, Jose Miguel Carvajal; Parga <i>et al.</i> (2015)
Redes agalleras de deriva artesanales	Mejores prácticas de manipulación y liberación segura					75%	50%	95%	Wang <i>et al.</i> (2010); Allman <i>et al.</i> (2020); Bielli <i>et al.</i> (2020); Senko <i>et al.</i> (2022)
	Iluminación de redes		50%	30%	80%				Evaluación de expertos del grupo de trabajo
	Mejores prácticas de manipulación y liberación segura					25%	10%	50%	

* Ninguna de las MCO consideradas en este análisis reduciría el componente en el buque de la mortalidad poscaptura, por lo que solo se muestran las reducciones del componente posliberación.

Tabla 6. Tabla resumen de los 71 escenarios hipotéticos para evaluar la eficacia potencial de implementar varias MCO en la reducción de la vulnerabilidad de la tortuga laúd del OPO. Los parámetros EASI-Fish marcados con “X” o “XX” son aquellos afectados por una o dos MCO, respectivamente, en cada escenario. Ver la sección de Métodos para más detalle sobre cada parámetro y la eficacia estimada de cada MCO.

Escenario MCO	Núm. escenario	Palangre industrial				Cercos				Palangre de pequeña escala				Redes agalleras de deriva de pequeña escala			
		Duración temporada de pesca (Dx)	Selectividad de contacto (Cxj)	Mortalidad en embarcación (MEE)	Mortalidad posliberación (MPL)	Duración temporada de pesca (Dx)	Selectividad de contacto (Cxj)	Mortalidad en embarcación (MEE)	Mortalidad posliberación (MPL)	Duración temporada de pesca (Dx)	Selectividad de contacto (Cxj)	Mortalidad en embarcación (MEE)	Mortalidad posliberación (MPL)	Duración temporada de pesca (Dx)	Selectividad de contacto (Cxj)	Mortalidad en embarcación (MEE)	Mortalidad posliberación (MPL)
Valores de referencia de EASI-Fish	0																
<i>Statu quo</i>	1																
Anzuelos circulares, palangre industrial	2-4		X														
Anzuelos circulares, todos los palangres	5-7		X							X							
Cebo de pescado, palangre industrial	8-10		X														
Cebo de pescado, todos los palangres	11-13		X							X							
Mejores prácticas de manipulación, palangre industrial	14-16				X												
Mejores prácticas de manipulación, todos los palangres	17-19				X							X					
Mejores prácticas de manipulación, todas las pesquerías de la CIAT	20-22				X				X								
Mejores prácticas de manipulación, todas las pesquerías	23-25				X				X			X					X
Anzuelos circulares + cebo de pescado, palangre industrial	26-28		XX														
Anzuelos circulares + cebo de pescado,	29-31		XX							XX							

todos los palangres						
Anzuelos circulares + mejores prácticas, palangre industrial	32-34	X	X			
Anzuelos circulares + mejores prácticas, todos los palangres	35-37	X	X		X	X
Anzuelos circulares + cebo de pescado + mejores prácticas, palangre industrial	38-40	XX	X			
Anzuelos circulares + cebo de pescado + mejores prácticas, todos los palangres	41-43	XX	X		XX	X
Anzuelos circulares + cebo de pescado + mejores prácticas, todas las pesquerías	44-46	XX	X	X	XX	X
Cebo de pescado + mejores prácticas, palangre industrial	47-49	X	X			
Cebo de pescado + mejores prácticas, todos los palangres	50-52	X	X		X	X
Redes agalleras iluminadas	53-55					X
Redes agalleras iluminadas + mejores prácticas de manipulación	56-58					X
Anzuelos circulares + cebo de pescado + redes	59-61	XX	X	X	XX	X

agalleras iluminadas + mejores prácticas, todas las pesquerías				
Vedas de la pesquería de cerco (62: 60d, 63: 90d, 64: 120d, 65: 150d, 66: 180d) 62-66		X		
Veda de las pesquerías industriales (67: 60d, 68: 90d, 69: 120d, 70: 150d, 71: 180d) 67-71	X	X		

TABLA 7. Valores promedio (+/- la desviación estandar) estimados para el sustituto de mortalidad por pesca (\tilde{F}_{2019}), biomasa reproductora del stock por recluta (BSR₂₀₁₉) y los puntos biológicos de referencia ($F_{80\%}$ y BSR_{80\%}) para la población de tortuga laúd del Pacífico oriental en el 2019 bajo medidas de conservación y ordenación hipotéticas. Los colores rojo y verde indican escenarios donde la población fue clasificada como “más vulnerable” o “menos vulnerable”, respectivamente. Los valores específicos de los parámetros del modelo utilizados en cada escenario se muestran en la Tabla 2.

Descripción del escenario	Escenario	$F_{2018}/F_{80\%}$	BSR ₂₀₁₈ /BSR _{80\%}
Ausencia de cualquier medida de conservación y ordenación para todas las pesquerías Veda OPO de 0 d; MPL 100% todas las pesquerías; $L_c=90$ cm	S0	16.43 (3.55)	0.05 (0.02)
Statu quo (SQ) en 2019 Veda OPO de 72 d para cerco; MPL 100% palangre; $L_c=90$ cm	S1	1.37 (0.8)	0.95 (0.17)
Uso de anzuelos circulares (AC) únicamente			
C = 0.3 en LL industrial únicamente	S2	0.37 (0.19)	1.17 (0.05)
C = 0.2 en LL industrial únicamente	S3	0.28 (0.15)	1.19 (0.04)
C = 0.8 en LL industrial únicamente	S4	1 (0.55)	1.02 (0.13)
C = 0.3 en LL industrial; C = 0.4 en LL artesanal	S5	0.21 (0.1)	1.21 (0.03)
C = 0.2 en LL industrial; C = 0.2 en LL artesanal	S6	0.1 (0.05)	1.24 (0.01)
C = 0.8 en LL industrial; C = 0.8 en LL artesanal	S7	0.91 (0.52)	1.05 (0.12)
Uso de cebo de pescado (CP) únicamente			
C = 0.66 en LL industrial únicamente	S8	0.78 (0.41)	1.08 (0.1)
C = 0.5 en LL industrial únicamente	S9	0.58 (0.30)	1.12 (0.07)
C = 0.9 en LL industrial únicamente	S10	1.17 (0.66)	0.99 (0.14)
C = 0.66 en LL industrial; C = 0.66 en LL artesanal	S11	0.65 (0.36)	1.11 (0.09)
C = 0.5 en LL industrial; C = 0.5 en LL artesanal	S12	0.41 (0.22)	1.16 (0.05)
C = 0.9 en LL industrial; C = 0.9 en LL artesanal	S13	1.14 (0.66)	1 (0.14)
Uso de mejores prácticas de manipulación y liberación (MP) únicamente			
MPL = 0.225 en LL industrial únicamente	S14	0.75 (0.39)	1.08 (0.09)
MPL = 0.15 en LL industrial únicamente	S15	0.52 (0.23)	1.14 (0.06)
MPL = 0.27 en LL industrial únicamente	S16	0.95 (0.5)	1.04 (0.11)
MPL = 0.225 en LL industrial; MPL = 0.063 en LL artesanal	S17	0.49 (0.28)	1.14 (0.07)
MPL = 0.15 en LL industrial; MPL = 0.013 en LL artesanal	S18	0.22 (0.13)	1.21 (0.03)
MPL = 0.27 en LL industrial; MPL = 0.125 en LL artesanal	S19	0.73 (0.42)	1.09 (0.1)
MPL = 0.225 en LL industrial; MPL = 0.005 en cerco	S20	0.68 (0.37)	1.1 (0.09)
MPL = 0.15 en LL industrial; MPL = 0.003 en cerco	S21	0.43 (0.23)	1.16 (0.06)
MPL = 0.27 en LL industrial; MPL = 0.01 en cerco	S22	0.88 (0.48)	1.05 (0.11)
MPL = 0.27/0.005/0.375/0.063 en LL ind./PS/GN/LL art.	S23	0.42 (0.26)	1.16 (0.06)
MPL = 0.15/0.003/0.25/0.013 en LL ind./PS/GN/LL art.	S24	0.16 (0.11)	1.22 (0.03)
MPL = 0.27/0.01/0.45/0.125 en LL ind./PS/GN/LL art.	S25	0.68 (0.40)	1.1 (0.10)
Estrategias combinadas - AC + CP			
C = 0.287 en LL industrial únicamente	S26	0.35 (0.18)	1.18 (0.04)
C = 0.2 en LL industrial únicamente	S27	0.28 (0.14)	1.19 (0.04)
C = 0.6 en LL industrial únicamente	S28	0.7 (0.37)	1.09 (0.09)
C = 0.287 en LL industrial; C = 0.4 en LL artesanal	S29	0.2 (0.09)	1.21 (0.02)
C = 0.2 en LL industrial; C = 0.2 en LL artesanal	S30	0.1 (0.05)	1.24 (0.01)
C = 0.6 en LL industrial; C = 0.7 en LL artesanal	S31	0.59 (0.32)	1.12 (0.08)
Estrategias combinadas - AC + MP			
C = 0.3, MPL = 0.225 en LL industrial únicamente	S32	0.28 (0.14)	1.2 (0.04)
C = 0.2, MPL = 0.15 en LL industrial únicamente	S33	0.2 (0.12)	1.21 (0.03)
C = 0.8, MPL = 0.27 en LL industrial únicamente	S34	0.72 (0.36)	1.09 (0.09)
C = 0.308, MPL = 0.225 en LL ind.; C = 0.4, MPL = 0.063 en LL art.	S35	0.09 (0.04)	1.24 (0.01)
C = 0.2, MPL = 0.15 en LL ind.; C = 0.2, MPL = 0.013 en LL art.	S36	0.03 (0.01)	1.25 (0.01)
C = 0.8, MPL = 0.27 en LL ind.; C = 0.7, MPL = 0.125 en LL art.	S37	0.5 (0.28)	1.14 (0.07)

TABLA 7. continuación

Descripción del escenario	Escenario	$F_{2018}/F_{80\%}$	$BSR_{2018}/BSR_{80\%}$
Estrategias combinadas - AC + CP + MP			
C = 0.287, MPL = 0.225 en LL industrial únicamente	S38	0.27 (0.14)	1.2 (0.03)
C = 0.2, MPL = 0.15 en LL industrial únicamente	S39	0.2 (0.11)	1.21 (0.03)
C = 0.6, MPL = 0.270 en LL industrial únicamente	S40	0.53 (0.26)	1.13 (0.06)
C = 0.287, MPL = 0.225 en LL ind.; C = 0.4, MPL = 0.063 en LL artesanal	S41	0.08 (0.04)	1.24 (0.01)
C = 0.2, MPL = 0.15 en LL ind.; C = 0.2, MPL = 0.013 en LL artesanal	S42	0.03 (0.01)	1.25 (0.01)
C = 0.6, MPL = 0.27 en LL industrial; C = 0.7, MPL = 0.125 en LL artesanal	S43	0.32 (0.17)	1.18 (0.04)
C = 0.287/0.4 en LL ind./LL art.; MPL = 0.225/0.005/0.375/0.063 en LL ind./PS/GN/LL art.	S44	0.05 (0.03)	1.25 (0.01)
C = 0.2/0.2 en LL ind./LL art.; MPL = 0.15/0.003/0.25/0.013 en LL ind./PS/GN/LL art.	S45	0.01 (0.01)	1.25 (0.01)
C = 0.6/0.7 en LL ind./LL art.; MPL = 0.27/0.01/0.45/0.125 en LL ind./PS/GN/LL art.	S46	0.27 (0.15)	1.2 (0.04)
Estrategias combinadas - CP + MP			
C = 0.66, MPL = 0.225 en LL industrial únicamente	S47	0.49 (0.24)	1.14 (0.06)
C = 0.5, MPL = 0.15 en LL industrial únicamente	S48	0.29 (0.15)	1.19 (0.04)
C = 0.9, MPL = 0.27 en LL industrial únicamente	S49	0.83 (0.42)	1.06 (0.10)
C = 0.66, MPL = 0.225 en LL ind.; C = 0.66, MPL = 0.063 en LL art.	S50	0.24 (0.13)	1.2 (0.03)
C = 0.5, MPL = 0.15 en LL ind.; C = 0.5, MPL = 0.013 en LL art.	S51	0.08 (0.04)	1.24 (0.01)
C = 0.9, MPL = 0.27 en LL ind.; C = 0.9, MPL = 0.125 en LL art.	S52	0.61 (0.34)	1.11 (0.08)
Uso de redes agalleras iluminadas únicamente y en combinación con AC + CP + MP			
C = 0.5 en redes agalleras únicamente	S53	1.05 (0.58)	1.01 (0.13)
C = 0.2 en redes agalleras únicamente	S54	1.03 (0.57)	1.02 (0.13)
C = 0.7 en redes agalleras únicamente	S55	1.06 (0.58)	1.01 (0.13)
C = 0.5, MPL = 0.375 en redes agalleras únicamente	S56	1.05 (0.57)	1.01 (0.13)
C = 0.2, MPL = 0.25 en redes agalleras únicamente	S57	1.02 (0.56)	1.02 (0.13)
C = 0.7, MPL = 0.45 en redes agalleras únicamente	S58	1.07 (0.58)	1.01 (0.13)
C = 0.287/0.5/0.4 en LL ind./GN/LL art.; MPL = 0.225/0.005/0.375/0.063 en LL ind./PS/GN/LL art.	S59	0.04 (0.02)	1.25 (0.01)
C = 0.2/0.2/0.2 en LL ind./GN/LL art.; MPL = 0.15/0.003/0.25/0.013 en LL ind./PS/GN/LL art.	S60	0.01 (0.01)	1.25 (0.01)
C = 0.6/0.7/0.7 en LL ind./GN/LL art.; MPL = 0.27/0.01/0.45/0.125 en LL ind./PS/GN/LL art.	S61	0.26 (0.15)	1.2 (0.04)
Implementación de veda en todo el OPO para pesquerías industriales			
Veda OPO de 62 d para la flota de cerco únicamente	S62	1.36 (0.80)	0.95 (0.17)
Veda OPO de 90 d para la flota de cerco únicamente	S63	1.36 (0.79)	0.95 (0.16)
Veda OPO de 120 d para la flota de cerco únicamente	S64	1.36 (0.80)	0.95 (0.17)
Veda OPO de 150 d para la flota de cerco únicamente	S65	1.36 (0.80)	0.95 (0.17)
Veda OPO de 180 d para la flota de cerco únicamente	S66	1.32 (0.78)	0.96 (0.16)
Veda OPO de 62 d para todas las flotas de cerco y LL industrial	S67	1.06 (0.60)	1.01 (0.13)
Veda OPO de 90 d para todas las flotas de cerco y LL industrial	S68	0.92 (0.50)	1.04 (0.12)
Veda OPO de 120 d para todas las flotas de cerco y LL industrial	S69	0.79 (0.42)	1.07 (0.10)
Veda OPO de 150 d para todas las flotas de cerco y LL industrial	S70	0.67 (0.36)	1.1 (0.09)
Veda OPO de 180 d para todas las flotas de cerco y LL industrial	S71	0.56 (0.29)	1.13 (0.07)

d = días; OPO = Océano Pacífico oriental; MPC = mortalidad poscaptura; mortalidad posliberación = MPL; L_c = longitud curva del caparazón en la primera captura; C = selectividad de contacto; LL ind. = Palangre industrial; LL art. = Palangre artesanal; PS = cerco; GN = red agallera