

COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL
GRUPO DE TRABAJO SOBRE CAPTURA INCIDENTAL

DÉCIMA REUNIÓN

La Jolla, California (EE. UU.)
7 de mayo de 2020¹

DOCUMENTO BYC-10 INF-B

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

Shane Griffiths², Bryan Wallace^{2,3,4}, Yonat Swimmer⁵, Joanna Alfaro-Shigueto^{6,7}, Jeffrey C. Mangel^{6,8},
Ricardo Oliveros-Ramos²

CONTENIDO

resumen	2
Introducción	3
1. MÉTODOS	5
2. RESULTADOS	15
2.1. Estimaciones de susceptibilidad y un índice de mortalidad por pesca (<i>F</i>)	15
2.2. Estado de vulnerabilidad de las tortugas baulas en el OPO	16
3. DISCUSIÓN	18
3.1. Vedas espaciales y temporales	18
3.2. Reduciendo la mortalidad poscaptura como medida de conservación.....	19
4. DIRECTRICES PARA EL TRABAJO FUTURO	21
4.1 Modelos de distribución de especies.....	21
4.2 Mejora de los reportes sobre el esfuerzo pesquero espacialmente explícito.....	23
5 CONCLUSIONES.....	23
AGRADECIMIENTOS	24
Referencias.....	24

¹ Pospuesta a una fecha posterior por determinar.

² Inter-American Tropical Tuna Commission, 8901 La Jolla Shores Drive, La Jolla, California, USA

² Ecolibrium, Inc., 5343 Aztec Drive, Boulder, CO 80303, USA.

³ Nicholas School of the Environment, Duke University Marine Lab, Beaufort, NC, USA

⁴ Convención Interamericana para la Protección y Conservación de Tortugas Marinas, Falls Church, VA, USA

⁵ Pacific Islands Fisheries Science Center (NOAA Fisheries), Honolulu, HI, USA.

⁶ ProDelphinus, Lima, Perú

⁷ Facultad de Biología Marina, Universidad Científica del Sur, Lima, Perú

⁸ University of Exeter, Penryn, Cornwall, UK

RESUMEN

Las pesquerías pelágicas industriales y de pequeña escala (i.e. ‘artesanales’) del Océano Pacífico Oriental (OPO) interactúan con una de las especies más vulnerables a la captura incidental, la población de tortuga baula del Océano Pacífico Oriental (OPO), específicamente. Dada la longevidad de la especie, su lento desarrollo, bajo potencial reproductivo y el tamaño críticamente pequeño de la población, actualmente se encuentra listada por la 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 tortugas marinas capturadas. El 1 de Enero del 2021, entrará en vigor una resolución actualizada ([C-19-04](#)) que someterá las pesquerías de atún del OPO a 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 el estado de las poblaciones de tortugas marinas. En consecuencia, se han desarrollado alternativas para evaluar el estado de vulnerabilidad y entender mejor la eficacia potencial de diferentes medidas de conservación y manejo (MCM) para una gestión efectiva de las pesquerías. En respuesta, 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, como la población de tortuga baula del OPO, a los impactos acumulativos de diferentes pesquerías en el OPO y para simular escenarios hipotéticos de MCM que podrían mitigar los riesgos para la especie, derivados de las pesquerías. Este documento describe un proyecto de investigación colaborativo entre la CIAT, la Convención Inter-Americana 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 población de baula del OPO bajo 39 escenarios hipotéticos diferentes de MCMs, simulados para las pesquerías industriales (cerco y palangre) y artesanales (palangre y red de enmalle) del OPO en el 2018. Las MCM incluyeron la reducción de la mortalidad poscaptura (MPC), implementación del uso de anzuelos circulares en pesquerías con palangre, y diferentes tipos de vedas espaciales y temporales adyacentes a zonas de anidamiento importantes en el OPO. El escenario “*statu quo*” reveló que el indicador para mortalidad por pesca (\tilde{F}_{2018}) y la biomasa reproductora del stock por recluta (BSR_{2018}) excedieron los puntos de referencia biológicos cautelares ($F_{80\%}$ y $BSR_{80\%}$), clasificando la tortuga baula como “más vulnerable”. Solamente 14 de los 39 escenarios resultaron en que la especie se clasificara como “menos vulnerable”. Esto incluyó imponer una veda en las pesquerías industriales del OPO de al menos 270 días por año; una medida poco probable. Las demás MCM restantes involucraron el uso conjunto de múltiples estrategias, siendo las más efectivas las vedas en caladeros de pesca costeros adyacentes a playas de anidamiento, combinadas con el uso de anzuelos circulares en todas las pesquerías de palangre, ejerciendo mejores prácticas de manipulación y liberación en todas las pesquerías. Este ejercicio de modelado, es un importante primer paso hacia la evaluación de los efectos potenciales de las MCMs descritas y recientemente aprobadas en el Resolución [C-19-04](#). Los resultados de los modelos *EASI-Fish* pueden proporcionar estrategias para implementar esta MCMs dentro del área de la Convención CIAT, para reducir los impactos en las baulas del OPO.

INTRODUCCIÓN

Las pesquerías mundiales han iniciado un cambio significativo en el paradigma del manejo 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 el manejo 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 (*i.e.* consumo). Por tanto, evaluar todas las especies afectadas utilizando métodos tradicionales de evaluación de stocks, es a menudo tanto costoso como impráctico. Para abordar este problema, el personal de la CIAT desarrolló una metodología de evaluación de riesgos espacialmente explícita —Evaluación Ecológica de los Impactos Sostenibles de las Pesquerías, en inglés *Ecological Assessment of Sustainable Impacts of Fisheries (EASI-Fish)*— específicamente diseñada para cuantificar los impactos acumulativos de múltiples pesquerías en especies con datos sobre captura incidental limitados (Griffiths *et al.* 2019a). El enfoque ha sido utilizado recientemente para priorizar la vulnerabilidad de las especies capturadas incidentalmente en las pesquerías de atún del OPO (Griffiths *et al.* 2019a) y para explorar la eficacia de las potenciales medidas de conservación y manejo (MCM) 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 CPCs. 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.* 2019a), sus lentas tasas 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 2018 se hicieron al menos 32,687 lances de cerqueros y se desplegaron 175 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. Por ende, una mejor evaluación de los efectos relativos de la captura incidental en las pesquerías de atún proporcionaría información valiosa para tanto para los administradores pesqueros y 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 (*e.g.* huevos, carne, materiales del caparazón). Asimismo, algunas de las Organizaciones Regionales para el Ordenamiento Pesquero del atún (aOROPs) 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](#) fue recientemente aprobada—entrando en vigor el 1 de enero del 2021—y prohíbe la retención de tortugas marinas en todas las embarcaciones y requiere su liberación inmediata utilizando mejores prácticas de manipulación y liberación como las detalladas en FAO (2009), para reducir la mortalidad poscaptura (MPC). La Resolución [C-19-04](#) también proporciona 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 el continente americano tomen medidas en beneficio de las tortugas marinas, tanto en las playas de anidamiento como en sus aguas territoriales. Preocupados por el estado crítico de la tortuga baula (*Dermochelys coriacea*) en el OPO, la CIT adoptó la Resolución [CIT-COP7-2015-R2](#) que solicita a las partes de la CIT, esfuerzos para reducir la captura incidental de las baulas del OPO utilizando 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 junio del 2011, la CIT y la CIAT establecieron un Memorando de Entendimiento (MdE) para promover colaboración en cuanto a 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 facilitaría la implementación de la Resolución [C-19-04](#). Para abordar esta necesidad, el Grupo de Trabajo sobre Captura Incidental y el Comité de Evaluación Científica de la CIAT recomendaron un esfuerzo colaborativo entre la CIT y la CIAT, bajo el MdE entre las dos convenciones, para evaluar la vulnerabilidad de las tortugas baulas en el OPO en diferentes escenarios de manejo descritos en [C-19-04](#).

La tortuga baula 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; el promedio del éxito de eclosión es <50%; Laúd OPO Network, 2020) y las hembras alcanzan la madurez entre los 17–19 años de edad (Avens et al. 2009; Avens et al. 2020). Particularmente para la población de tortuga baula del Pacífico Oriental (PO), una combinación de esta baja productividad y alta susceptibilidad a la captura por pesquerías industrializadas—además de otras amenazas como el consumo de huevos—ha causado una disminución de más del 90% de las hembras anidadoras desde los años 80. En consecuencia, la población de tortuga baula del OPO está enlistada en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) como “En Peligro Crítico” a nivel mundial (Wallace et al. 2013b).

Existen numerosas evidencias de que la población de la tortuga baula del Pacífico Oriental (PO) ha sido severamente afectada por la mortalidad en 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 predijo que bajo las condiciones pesqueras y ambientales actuales, la población de la baula del OPO, que actualmente se estima que tiene menos de 1,000 adultos, 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 (i.e. reducen la mortalidad por pesca) en al menos 20%, y si también se incrementa la producción de neonatos mediante el fortalecimiento del manejo y la protección de las nidadas. Ya que la pesca parece ser la única causa significativa de mortalidad en etapas de vida avanzadas (subadultos y adultos) que afecta actualmente

esta población, la reducción de la mortalidad en etapas avanzadas puede ser considerada como un indicador para reducir la mortalidad por captura incidental.

Informes recientes sobre las tasas de captura incidental de baula del OPO indican una relativamente baja frecuencia en las pesquerías de cerco y palangre del OPO (Hall and Roman 2013; Griffiths and Duffy 2017; Lezama-Ochoa *et al.* 2017; Lezama-Ochoa *et al.* 2019a), lo cual puede deberse a la combinación de la reducida abundancia de la población, mejores medidas de conservación (e.g. [C-04-07](#) y [C-07-03](#)) en algunas flotas (e.g., uso de anzuelos circulares, mejores prácticas de manipulación) y pocos reportes debido a una baja cobertura de observadores (e.g. ~5% o menos en alta mar y en flotas de palangre de naciones costeras). Dado que la tasa de reportes de encuentros con baulas es muy baja comparada con la frecuencia de captura de especies objetivos, no existen datos suficientes para realizar evaluaciones tradicionales de stocks pesqueros.

El objetivo general de este documento es proporcionar a los Miembros y CPCs 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 estrategias de manejo y/o manipulación efectivas que podrían—de forma individual o al unísono—mejora el estado de conservación de la población de tortuga baula del OPO. Específicamente, desarrollamos escenarios hipotéticos que incorporaron diferentes MCMs para entender el potencial para el estado de vulnerabilidad de la población de tortuga baula del OPO debido a: 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 para reducir la tasa de interacción y la mortalidad causada por heridas por enganches, iii) ampliar la duración de la veda de pesca con cerco existente en el OPO, iv) detener temporalmente las actividades pesqueras en las áreas adyacentes a zonas de anidamiento claves para la tortuga baula y v) utilizar combinaciones de estas medidas simultáneamente. Este documento se debe considerar como uno de numerosos pasos para cuantificar los impactos actuales de las pesquerías del OPO sobre la captura incidental y los esfuerzos para reducir la captura incidental de las tortugas baulas del OPO y evaluar su estado de sostenibilidad. A medida que se tengan más datos disponibles (e.g. modelos de hábitat idóneo, datos de captura en pesquerías de pequeña escala), se podrán explorar otras iteraciones del modelo *EASI-Fish* para proporcionar ideas sobre los escenarios de conservación relevantes para la reducción de la vulnerabilidad de la baula a las pesquerías del OPO.

1. MÉTODOS

1.1 Extensión espacial de la región y definición de las pesquerías incluidas en la evaluación

La presente evaluación de tortugas baulas incorporó toda el área de la Convención de la CIAT en el OPO (definida como la región desde la costa de las América hasta los 150°O entre 50°S y 50°N) y caracteriza la población de tortugas y las pesquerías del OPO del 2018 únicamente. Sin embargo, con base en evidencia de estudios genéticas (Dutton *et al.*, 1999) y estudios de movimiento 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 baula. Esta evidencia fue utilizada por Wallace *et al.* (2011) en el desarrollo de dos Unidades Regionales de Manejo (URMs)—aquí definido como población—para las especies del Océano Pacífico; la población del Pacífico Occidental y la población del Pacífico Oriental (PO) (Fig. 1), clasificada según la ubicación de las playas de anidamiento utilizadas por cada población. El área de la Convención de la CIAT se sobrepone más con la distribución de la población PO (100%) que con la población del Pacífico Occidental (11%). De hecho, de las 112 interacciones con tortuga baula, registradas por observadores a bordo de embarcaciones de cerco operando en el OPO entre 1993–2019—de las cuales solo se confirmó un registro de mortalidad—105 (94%) se presentaron en dentro del área de la población PO definida por Wallace *et al.* (2011) (Datos de

observadores de CIAT no publicados; Fig.1) Por ende, el presente estudio solamente incluye a la población PO y evalúa su vulnerabilidad con respecto a las actividades de las flotas pesqueras industriales y costeras de pequeña escala (aquí llamadas artesanales).

Pesquerías industriales

Las pesquerías industriales incluyeron embarcaciones atuneras de palangre de gran escala (EAPGEs) (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 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 Nacional 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 el 5% del esfuerzo pesquero de las embarcaciones EAPGEs 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 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 2018, con una cobertura del 100% del esfuerzo pesquero. La pesquería comprende tres sub-pesquerías 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 chicas (Clases 1–2) que están generalmente confinadas a aguas costeras, a embarcaciones comerciales más grandes (Clases 3–5) que frecuentemente pescan en alta mar. En el año 2018 solamente nueve embarcaciones Ecuatorianas Clase 1–5 solicitaron Límites de Mortalidad de Delfines y por ende llevaban observadores APICD. Sin embargo, el *Tuna Conservation Group (TUNACONS)* ha desplegado observadores en embarcaciones voluntarias desde el 2018 con una cobertura del 2.6% y el 12% del total de viajes reportados por esta flota en el 2018 y el 2019, respectivamente (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 en términos de características de los aparejos, composición de la captura y distribución espacio-temporal del esfuerzo. Sin embargo, dada la escasez de información sobre esta pesquería en el pasado, incluimos estos datos que consideramos representan la cobertura espacial mínima de la pesquería. Mediante una recolecta oportunista del personal de la CIAT se obtuvieron copias los registros de las bitácoras resumiendo las actividades de pesca de las embarcaciones Clase 1–5 en varios puertos de desembarco. La pesquería que comprende las embarcaciones Clase 1–5 también puede separarse por el tipo de lance como la flota Clase 6: i) lances asociados a objetos flotantes (OBJ), ii) lances asociados a delfines (DEL), y iii) lances sobre atunes no asociados (NOA). La posición de cada lance para las embarcaciones Clase 1–6 se asignó a la celda más cercana de 0.5° x 0.5° para definir cada sub-pesquería.

Pesquerías artesanales

Al contrario de las pesquerías industriales con cerco y palangre del OPO, el esfuerzo de numerosas flotas artesanales de pequeña escala que operan en la ZEE de los países del OPO está generalmente pobremente documentada por las agencias pesqueras nacionales. 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 baulas

—así como otras especies de tortugas marinas— han demostrado estar bastante afectadas por las pesquerías con redes y palangre que las interceptan cuando migran desde y hacia las playas de anidamiento, o cuando interactúan con individuos de clase de edad jóvenes en áreas de alimentación cerca de la costa, antes de que estos comiencen a utilizar hábitats más oceánicos (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.

Se encontró algo de 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). Estos mapas se georreferenciaron manualmente y el esfuerzo pesquero se estableció en una resolución apropiada —usualmente celdas de $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ —utilizando el programa QGIS. Desafortunadamente, hubo grandes vacíos de información espacial sobre la captura y/o el esfuerzo en algunas áreas donde se sabe que operan pesquerías artesanales. Sin embargo, en muchas de estas áreas, hubo datos detallados con respecto a la ubicación de los puertos pesqueros de las flotas artesanales. 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, en puerto, a pescadores 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 donde pescan las embarcaciones de estos puertos. Sin embargo, varias fuentes evidencian que las pesquerías artesanales frecuentemente atraviesan 1 grado de latitud (~ 69 km) para llegar a sus caladeros de pesca predilectos, aunque muchos viajan mucho más lejos para buscar grandes peces pelágicos en aguas mar adentro (ver Martínez-Ortiz et al., 2015). Por esta razón fue razonable asumir que en 2018 se utilizó al menos una unidad de esfuerzo de la grilla de $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ adyacente a cada Puerto pesquero.

En algunos Estados Costeros del OPO, a menudo no hay una distinción clara entre las embarcaciones industriales y artesanales ya que comúnmente, estas últimas son multiaparejo (palangre y redes) y multiespecíficas, intercambiando sus especies objetivos entre atún, marlín, tiburón y dorado según la temporada (Martínez-Ortiz et al., 2015; Siu y Aires-da-Silva, 2016). A pesar de que algunas embarcaciones pueden ir mar adentro (*e.g.* 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 mexicana nacional de tiburón utiliza embarcaciones (frecuentemente >27 m LOA) y aparejos configurados para lances superficiales similares a aquellos 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 desembarque, implementado con propósito de cumplimiento (Siu y Aires-da-Silva, 2016). Desafortunadamente, la cobertura de observadores de estas flotas es extremadamente baja y los datos son muy limitados para el propósito científico. A pesar que se vienen desarrollando programas de muestreo para flotas de naciones costeras (ver 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 pesquera, los mapas de esfuerzo pesquero fueron importados a QGIS, georreferenciados y la ocurrencia en cualquier celda de la grilla de $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ — $5^\circ \times 5^\circ$ para la

pesquería industrial de palangre—fue considerada como presencia de esfuerzo (Fig. 2).

Otras amenazas antropogénicas para la tortuga baula

La recolecta ilegal de huevos de tortuga baula en las playas de anidamiento del OPO puede ser una fuente de mortalidad inducida por el hombre para la población de baula PO (Troëng et al., 2007; Santidrián Tomillo et al., 2008). Por esta razón, esta fue incluida en el modelo *EASI-Fish* como la “pesquería de recolecta 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) y *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 la reciente evaluación de la población (Laúd OPO Network, 2020). Las fuentes de los datos, el periodo de cobertura de los datos y el procesamiento de las series de datos para cada pesquería industrial utilizados en esta evaluación se detallan en la Tabla 1.

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

Se hizo una evaluación cuantitativa de la vulnerabilidad de la población de la tortuga baula en diferentes escenarios hipotéticos de manejo utilizando el enfoque de la evaluación de riesgo ecológico *EASI-Fish* detallado en Griffiths et al. (2019a). En resumen, *EASI-Fish* está determinado por componentes de susceptibilidad y productividad. 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 (PBRs) utilizados en su componente de productividad, específicamente en los modelos de rendimiento estructurado por longitud 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 baula PO 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 baulas 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 2018. En este estudio, G se estimó utilizando los límites de distribución definidos para la tortuga baula PO (Wallace et al., 2011) utilizando una probabilidad de ocupación *de filo de cuchillo* (Ψ) de 1 por cada 0.5° x 0.5° dentro de estos límites (ver Fig. 1).

El esfuerzo pesquero de cada pesquería en 2018, 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 de mapas publicados, fueron determinados a una escala de 0.5° x 0.5° como se describe anteriormente. Sin embargo, los datos para la flota de pesca industrial con palangre solo estuvieron disponibles a una resolución de 5° x 5°, así que de manera conservadora, se asumió que había al menos una unidad de esfuerzo en cada celda de 0.5° x 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 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 area 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 y Fryer, 1999). Ya que las curvas de selectividad de tortuga baula no estaban disponibles

para cada pesquería, se consideró importante desagregar los componentes de selectividad tanto como fuese posible y describirlos aquí.

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, la Resolución [C-17-02](#) ordena una veda anual de 72 días para la pesquería de cerco entre el 2018 y el 2020, incluyendo una vedad de 30 días en el área conocida como el “corralito” (4°N–5°S, 96°–110°W).

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 intra-anales extensas fuera de los límites de la pesquería, donde no están disponibles para interacciones con la misma. Dado que los estudios sobre marcaje electrónico de tortugas baulas en el OPO, indican movimientos 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 de buceo mínima (0 m), máxima (914 m), y media ($49.1 \pm SD 10.3$ m) de las tortugas baulas fueron definidas utilizando los resultados de los estudios sobre marcaje 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 Clase 6 (Hall y Roman, 2013),
- 0–120 m para embarcaciones de cerco Clase 1–5 (Ernesto Altamirano, CIAT, pers. comm.),
- 0–300 m para palangres, lo cual cubre el rango de profundidad tanto de lances ‘someros’ como de lances ‘profundos’ (ver Griffiths et al., 2017),
- 0–80 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 ‘atún/marlines/tiburones’ (ver Andraka et al., 2013),
- 0–80 m para redes 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 baula, 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 recolección 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 baula en México, América Central, y Sudamérica han sido mapeadas de manera integral por la red Laúd OPO, SWOT y CIT. Se estima que la recolecta de huevos de tortuga baula 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 baula, se asumió una selectividad precautoria *de filo de cuchillo* ($C_{xj} = 1.0$) a partir de la tortuga baula más pequeña registrada en cada pesquería, que fue de 40 cm (Swimmer et al., 2011). Las pesquerías de cerco fueron la excepción, donde se utilizó un tamaño de 32 cm (CIAT, Datos del programa de

observadores sin publicar).

La resolución CIAT [C-19-04](#) ordena la liberación de las tortugas marinas en todas las pesquerías. Por tanto, la mortalidad por pesca estaría sobreestimada a menos que el componente de capturas que sobreviven a la liberación mandatoria sea contabilizado. Esto fue incluido en el modelo como la mortalidad poscaptura (MPC) (P_{xj})—incorporando dos componentes—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 (*i.e.*, “mortalidad en embarcación”) o 2) muere poco después de ser liberada (“mortalidad posliberación”). La MPC fue mayor para la pesquería de recolecta de huevos ($P_{xj} = 1.0$) ya que esta pesquería captura los huevos intencionalmente para consumo humano. Las estimaciones de MPC para todas las pesquerías se describen abajo en detalle; y la Tabla 2 detalla el valor de cada parámetro en cada escenario.

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 (*e.g.*, anzuelo alojado en el esófago) (Ryder et al., 2006). Una evaluación reciente de este trabajo realizada por Swimmer y Gilman (2012) validó estos valores, teniendo en cuenta que probablemente la MPC es bimodal; una mortalidad aguda (*i.e.*, <90 días posinteracción) puede resultar de heridas severas, particularmente por daño de órganos, mientras que los efectos crónicos de una interacción causados por infecciones, falla lenta de órganos, e ingestión de la línea de pesca, puede resultar en una mortalidad retardada (>90 días posinteracción). Adicionalmente, un resumen de MPC estima un rango entre 0 y ~0.9, con la mayoría de los valores en torno a 0.3 (Swimmer y 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, utilizamos un rango de valores de MPC para la pesquería industrial de entre 0.2 y 0.6, con un valor 'más probable' de 0.4 (*i.e.*, un 40% de las baulas que interactúan con pesquerías de palangre mueren como resultado de la interacción) (Tabla 2).

Mientras que las estimaciones de mortalidad en la embarcación están disponibles para las pesquerías artesanales (Alfaro-Shigueto et al., 2011; Alfaro-Shigueto et al., 2018), faltan los datos sobre mortalidad pos-liberación. La mortalidad en la embarcación se observa pocas veces según Alfaro-Shigueto et al. (2011) reportaron cero mortalidades de tortuga baula en la embarcación en las pesquerías artesanales con palangre, Peruanas. Sin embargo, ya que las prácticas de manipulación y liberación segura se implementan poco en las pesquerías artesanales, es probable que la mortalidad pos-captura sea significativa. 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) (datos sin publicar de observador de la CIAT de la flota industrial con palangre en 2017; Alfaro-Shigueto et al., 2010). Por estas razones, se asumió que la MPC estuvo en un rango entre 0.1 y 0.4, con un valor más probable de 0.25 para la flota artesanal palangrera (Tabla 2).

Las redes de enmalle de la región, se caracterizan por largos periodos de inmersión aproximadamente equivalentes a los de la pesquería artesanal con palangre, y el 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 baulas (ver Alfaro-Shigueto et al., 2010). Sin embargo, en contraste con los palangres de superficie, las redes de enmalle pueden evitar que las tortugas enmalladas puedan alcanzar la superficie para respirar, resultando en una MPC más alta. Esto es particularmente real para la mayoría de redes de enmalle de deriva en Perú y Ecuador, donde la mortalidad en la embarcación es >30% (Alfaro-Shigueto et al. 2011; 2018). A pesar que las estimaciones pos-liberación no están disponibles, es probable que esta sea >0, y por ende incrementa la MPC en estas pesquerías. Por tanto, se asumió que la MPC para la

pesquería artesanal está en un rango entre 0.2 y 0.6 con un valor más probable de 0.5 (Tabla 2).

Las menores estimaciones de MPC estuvieron en todas las pesquerías de cerco (valor más probable: 0.05, rango: 0.01–0.1; Tabla 2) 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.

Los valores de MPC utilizados, suponen que la implementación de las MCMs actuales, como el uso de anzuelos circulares grandes en palangres y las prácticas de manipulación y liberación segura, son insignificantes en las pesquerías incluidas en el modelo. 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 la pesca en la práctica sería incremental 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 MCMs sobre la vulnerabilidad de la tortuga baula.

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 índice de la tasa de mortalidad instantánea por pesca en 2018 (\tilde{F}_{2018}), para las tortugas baulas capturadas en todas las pesquerías, como sigue:

$$\tilde{F}_{2018} = -\ln \left[1 - \sum_{x=1} q_x E_x \left(\frac{\sum_{j=1}^n S_{xj}}{n} \right) \right] \quad (\text{Eq. 2})$$

Aquí, n es el número de clases de talla (en incrementos de 2 cm) que se extienden hasta la longitud 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 2018, mientras que el coeficiente de captura (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 es asumir que ambos parámetros son iguales a 1, lo que significa que todas las tortugas baulas en una celda de la grilla se capturan si todos los demás parámetros de susceptibilidad se cumplen por completo. Sin embargo, dada la importancia de la conservación de las tortugas baulas y la observación de que son capturadas en mayor número en las pesquerías artesanales costeras (Wallace et al., 2013a), se consideró necesario intentar estandarizar el esfuerzo de pesquero de los aparejos en entre sí. Es difícil estandarizar las tasas de captura entre los diferentes tipos de aparejos, ya que su eficiencia y área efectiva de pesca, o "Dominio de Interacción Potencial" (Griffiths et al., 2007), pueden diferir notablemente. Por ejemplo, el palangre y la red de enmalle son métodos "pasivos" que dependen de que los animales interactúen con el aparejo durante sus movimientos normales. Por el contrario, el cerco es un método "activo" por el cual el equipo se despliega en un área específica donde las especies objetivo se agregan, por ejemplo, en escuelas de alimentación, en asociación con delfines o en la vecindad de objetos flotantes.

Por lo tanto, el método más apropiado para estandarizar las tasas de captura de las tortugas baulas—*i.e.*,

tasas de captura incidental— fue estimar la captura por unidad estándar de esfuerzo por día. La flota industrial palangrera, generalmente completa un lance en un período de 24 horas, compuesto por un promedio de 2526 anzuelos. Swimmer et al. (2017) estimaron que la tasa de captura de tortugas marinas en la flota palangrera de Hawái es de 0.01 tortugas por cada mil anzuelos. Por consiguiente, la tasa de captura de tortugas por día de pesca se estimó en 0.505. Del mismo modo, las embarcaciones palangreras artesanales en el OPO suelen hacer un lance por día y el número de anzuelos por lance varía ampliamente (150–1500 en Costa Rica, 150–800 en Ecuador, 300–2500 en Perú; Alfaro-Shigueto et al., 2011; Andraka et al., 2013). Las tasas de captura incidental de baula son relativamente bajas en estas pesquerías— aproximadamente 0.02 baulas por lance— en varios países, incluyendo a Costa Rica, Panamá, Ecuador (Andraka et al., 2013) y Perú (Alfaro-Shigueto et al., 2011).

La pesquería artesanal con redes de enmalle —utilizada por la flota Peruana para representar las características de otras pesquerías con redes en el OPO— también suele hacer un lance por día y en promedio captura 1.0 tortugas baulas por lance (Alfaro-Shigueto et al., 2011).

La flota industrial de cerco (embarcaciones Clase 6) puede realizar hasta 5 lances por día, pero típicamente hacen 1 a 2 lances por día (un promedio de 1.45 en 2018; CIAT, datos del programa de observadores sin publicar). Debido a la cobertura cercana al 100% de observadores en esta flota, se dispone de una serie de datos de tiempo de alta calidad en cuanto a captura incidental de tortugas a nivel operativo para 1993–2020. De los 32,523 lances realizados por la pesquería en 2018, solo 5 tortugas baulas fueron registradas por observadores (CIAT, 2019) —todas liberadas vivas— lo que equivale a una tasa de captura de 0.000154 tortugas baulas por lance, o 0.00022 por día de pesca. Aunque se dispone de información limitada sobre captura incidental en embarcaciones de cerco de las Clases 1–5, estas también suelen hacer 1 o 2 lances por día, pero sus redes son más pequeñas que las desplegadas desde las embarcaciones Clase 6 y es probable que como resultado experimenten tasas de captura de tortugas más bajas. Sin embargo, al ejercer un enfoque precautorio, se asumió que todas las embarcaciones de cerco tienen la misma tasa de captura que las embarcaciones Clase 6.

Para calcular E_x para cada pesquería, el promedio diario de la tasa de captura se dividió entre la tasa de captura de la pesquería con la más alta tasa de captura (*i.e.*, la pesquería artesanal con redes de enmalle).

Entonces \tilde{F}_{2018} se comparó con los valores de F para los PBRs derivados de los modelos por recluta (descritos abajo). 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}_{2018} , solo se debería considerar un índice para —y potencialmente una sobre-estimación. Es por esto que los resultados del *EASI-Fish* no deberían utilizarse para definir el estado de la población de las especies, en el sentido de una evaluación del *stock*.

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 baulas utilizando el enfoque genérico de Ricker (1975), que Chen y Gordon (1997) adaptaron para las tallas como sigue:

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

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 específicas para la talla (año-1) se tomaron de estudios de largo plazo concurrentes sobre tortugas baulas que regresan a sitios de anidamiento en México y Costa Rica (Laúd OPO Network, 2020). Estos resultados fueron 0.53 yr^{-1} , 0.937 yr^{-1} , 0.5 yr^{-1} , y 0.295 yr^{-1} por tamaño de clases 0–5 cm, 5–40 cm, 40–100 cm, y >100 cm, respectivamente. 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 baulas 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 historial de vida de una especie, se han utilizado varios PBR en modelos de evaluación de stock para valorar el estado 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 el estado 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 (*i.e.*, $h < 1$) (Gallaway et al., 2016). Desafortunadamente, la relación población-reclutamiento es difícil de estimar (Lee et al., 2012), y por lo tanto, los índices taxonómicos basados en grupos a menudo se usan en evaluaciones de stock 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 los stocks 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 los rasgos de crecimiento lento y baja fecundidad en la historia de vida de las tortugas baulas, 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}_{2018} dividido por el BSR donde $F=0$. El BSR_{80%} PBR correspondiente es el valor BSR cuando $F_{80\%}$.

La vulnerabilidad de las tortugas baulas en cada escenario de manejo hipotético fue determinada utilizando \tilde{F}_{2018} y el valor de BSR correspondiente (BSR₂₀₁₈) 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; $\tilde{F}_{2018}/F_{80\%} < 1$ y $BSR_{2018}/BSR_{80\%} > 1$), ii) “cada vez más vulnerable” (naranja; $\tilde{F}_{2018}/F_{80\%} > 1$ y $BSR_{2018}/BSR_{80\%} > 1$), iii) “Más vulnerable” (rojo; $\tilde{F}_{2018}/F_{80\%} > 1$ y $BSR_{2018}/BSR_{80\%} < 1$), y iv) “Cada vez menos vulnerable” (amarillo; $\tilde{F}_{2018}/F_{80\%} < 1$ y $BSR_{2018}/BSR_{80\%} < 1$).

1.6 Implementación del modelo

El modelo fue construido en Microsoft Excel, con el complemento para realizar simulaciones de Montecarlo, utilizado para generar estimados de la incertidumbre para parámetros específicos del modelo, muestreando una distribución triangular previa que oscila entre dos valores plausibles con un vértice en el valor más probable. 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. La media, el error estándar (SE) y los intervalos de confianza del 95% (IC del 95%) se

obtuvieron para los PBR \tilde{F}_{2018} , $F_{80\%}$, BSR_{2018} , y $BSR_{80\%}$.

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

La flexibilidad de *EASI-Fish* permite explorar MCM espaciales y temporales específicas para la población de tortuga baula del OPO de forma aislada o conjunta. Usando las MCM descritas en la Resolución [C-19-04](#) de la CIAT, así como otras MCM existentes (*e.g.*, veda de 72 días en todo el OPO) desarrollamos un total de 39 MCM hipotéticas en cinco categorías:

- 1) Prácticas mejoradas de manipulación y liberación,
- 2) Vedas temporales en aguas costeras adyacentes a sitios de anidamiento clave para la tortuga baula,
- 3) Uso obligatorio de anzuelos circulares en pesquerías industriales y/o con palangre,
- 4) Extensión de la veda existente de 72 días en todo el OPO para la pesca cerco,
- 5) Varias combinaciones de las MCM descritas anteriormente.

Para cada categoría de MCM, los valores de escenarios específicos se compararon con la situación de la pesca "status quo" para 2018 ("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 40 cm para todas las pesquerías, exceptuando en las pesquerías de cerco (32 cm), y una tasa de MPC 'más probable' de 0.4, 0.05, 0.5, 0.25 y 1.0 para palangre industrial, redes de cerco, redes de enmalle artesanales, palangre artesanal y pesquería de recolección de huevos, respectivamente. El escenario S1 también incluye algunas medidas de conservación existentes a escala nacional, como las áreas marinas protegidas (Archipiélago de Revillagigedo, México; Reserva Marina de Galápagos, Ecuador), que podrían afectar la captura incidental de las baulas. Sin embargo, reconocemos que puede haber más pequeñas vedas espaciales y / o temporales implementadas por los Estados costeros que no están representadas en los escenarios modelo.

Para cada uno de los 39 escenarios en *EASI-Fish*, se asumió que las entradas para los efectos de las MCM en los valores de captura incidental de baula 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 MCM en la vulnerabilidad de la población de tortuga baula PO. Sin embargo, las futuras iteraciones del modelo podrían explorar valores de entrada provisionales para reflejar la implementación incremental o incompleta de las MCM. Todos los valores de los parámetros de susceptibilidad que contribuyen a la estimación de susceptibilidad global (S_{xj}) en *EASI-Fish* se proporcionan en la Tabla 2, incluido el tipo de distribución y los valores de MPC "más probables" y mínimos y máximos. Las descripciones de la derivación de todos los valores de susceptibilidad se dan en la Tabla 4.

2. RESULTADOS

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

Para el escenario *statu quo* (S1), la superposición de área de la pesquería industrial de palangre con la distribución de las tortugas baulas fue alta (87%), dado que la pesquería se distribuye en la mayor parte del OPO entre los 40°N y los 40°S (Fig. 4). En cuanto a las embarcaciones de cerco Clase 6, la superposición de área fue del 7%, 16%, y 26% para lances NOA, DEL, y OBJ, respectivamente. Para embarcaciones de cerco de las Clases 1–6, la superposición de área fue del 1.2% (NOA) y 4.9% (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 de enmalles coincide con únicamente el 2.7% de la distribución de la población de baulas del OPO, mientras que la flota de palangre tuvo una superposición de área del 14.9%, 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 0.006% de la población, pero porque esta pesquería opera en toda el área donde la población pone sus huevos cada año, en el modelo esto se 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 enmalle 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 marcaje electrónico en la población de tortuga baula del OPO revelaron la presencia ($A_{xj}=1.0$) de tortuga baula durante todo el año en toda el área de la Convención de la CIAT (ver Benson et al., 2011; Shillinger et al., 2011; Schick et al., 2013) y por ende se consideraron como disponibles para todas las pesquerías durante todo el año ($A_{xj}=1.0$). El nivel de encuentros se completó totalmente ($E_{xj}=1.0$) en todas las pesquerías ya que cada arte pesca desde la superficie hasta profundidades que típicamente tienen ocupación de tortuga baula. La única excepción fue la colecta de huevos, en la que se asumió se encontraría solo el 4% de los nidos totales de tortuga baula dentro del área de la población del OPO.

La selectividad de contacto promedio fue mayor para las cinco pesquerías de cerco ($C_{xj}=0.801$) debido a su orientación superficial y la pequeña luz de malla del arte, así como la talla más pequeña en la primera captura, de 32 cm. La selectividad de contacto fue ligeramente menor (0.736) para la pesquería industrial de palangre y las pesquerías artesanales de palangre y redes de enmalle debido a la longitud de 40 cm en la primera captura. La menor selectividad promedio fue para la pesquería de colecta de huevos (0.056), como resultado de que la pesquería solo sea selectiva para huevos de tortugas, con un tamaño pre-closión estimado de <5 cm.

En el escenario *statu quo* (S1) en 2018, la pesquería industrial de palangre impuso la mortalidad por pesca más alta ($\tilde{F}_{2018}=0.124 \text{ yr}^{-1}$), debido principalmente a una superposición volumétrica alta con la población. La pesquería artesanal de palangre tuvo la segunda mortalidad por pesca más alta (0.057 yr^{-1}), a pesar de tener una superposición volumétrica menor con la población. La pesquería artesanal de redes de enmalle tuvo una mortalidad por pesca comparativamente menor (0.008 yr^{-1}), debido a una muy baja superposición de área (25%) con la población. Cada una de las pesquerías restantes (cerco y colecta de huevos) contribuyó a la mortalidad por pesca con menos de 0.0002 yr^{-1} . En las pesquerías de cerco, esto se atribuye a tasas de MPC de <5% a pesar de una superposición volumétrica alta con la población, mientras que la colecta de huevos tuvo bajos niveles de encuentro de huevos y solo impactó un pequeño rango de clases de tamaño.

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

Los valores de los parámetros biológicos (y sus fuentes) utilizados en los modelos YPR y BSR se muestran en la Tabla 3, mientras que las estimaciones de *EASI-Fish* de los PBRs de F_{2018} y BSR_{2018} y de $F_{80\%}$ y $BSR_{80\%}$ para cada escenario se proporcionan en la Tabla 5.

En el escenario S1 que caracteriza a la pesquería del 2018, los \tilde{F}_{2018} and BSR_{2018} excedieron los PBRs $F_{80\%}$ and $BSR_{80\%}$, resultando en la clasificación de la población de tortuga baula del OPO como “más vulnerable” (Fig. 5a; Tabla 5). Sin embargo, el S1 es considerablemente más optimista que si todas las pesquerías tuvieran tasas de MPC del 50% (S4) o el 100% (S5) más (Fig. 5a). Bajo condiciones muy optimistas, es posible que la MPC sea del 50% (S3) o incluso el 75% (S2) menor que para S1, lo que significa que la población sería considerada como “menos vulnerable” (Fig. 5a).

El cierre temporal de aguas costeras adyacentes a cuatro zonas de anidamiento clave (Fig. 6) por entre 60–180 días (S6–S10) resultó en un cambio insignificante del estado de vulnerabilidad comparado con el *statu quo* (Fig. 5b). Esto se debió principalmente a que las flotas industriales no están presentes en las zonas de anidamiento y a la exclusión de las flotas artesanales de enmalle y palangre de solamente un 1.8% y un 10.2% de sus áreas respectivas de pesca, lo cual se superpusieron muy poco con toda la población en general.

Se asumió que la inclusión hipotética de anzuelos circulares en pesquerías de palangre (S11–12) reduciría la MPC en un 50%, del valor predilecto de 0.4 (mínimo 0.2, máximo 0.6) a 0.2 (mínimo 0.1, máximo 0.3), con relación al escenario S1 reduciendo tanto la mortalidad en embarcación como la mortalidad posliberación (Swimmer et al., 2017; Tablas 2 y 3). Este cambio mejoró el estado de vulnerabilidad de la población en comparación con el *statu quo*, pero no fue suficiente para cambiar el estado de "más vulnerable" (cuadrante rojo) a "cada vez más vulnerable" (cuadrante amarillo) o "menos vulnerable" (cuadrante verde) (Fig. 5c).

Igualmente, el uso de mejores prácticas de manipulación y liberación (S13–S14) que se asumió reducirían la MPC de la situación S1 en un 50% (Tablas 2 y 3) para todas las pesquerías de palangre y todas las pesquerías combinadas lograron reducir la vulnerabilidad. Al igual que en los escenarios de los anzuelos circulares (S11–S12), este cambio mejoró el estado de vulnerabilidad de la población comparado con el *statu quo* pero no fue suficiente para cambiar el estado de "más vulnerable" a "cada vez menos vulnerable" o "menos vulnerable" (Fig. 5d).

Cuando se combinaron los beneficios asumidos de los anzuelos circulares en todas las pesquerías de palangre con el uso de mejores prácticas de manipulación y liberación en todas las pesquerías (75% de reducción de la MPC)—*i.e.*, la MPC primero se redujo al 50% para tener en cuenta los anzuelos circulares, luego otro 50% para tener en cuenta las buenas prácticas de manipulación para los animales que sobrevivan al enganche; Tablas 2 y 3—la vulnerabilidad se reduce significativamente en los tres escenarios (S15–S17), a tal punto que el estado de vulnerabilidad mejoró a "menos vulnerable" (Fig. 5d).

Los escenarios que involucraron la veda del OPO para todas las pesquerías de cerco redujeron la vulnerabilidad incrementando el tiempo de veda entre 60 y 270 días, pero ninguno de los cinco escenarios (S18–S22) resultó en un cambio de estado de la vulnerabilidad (Fig. 5f). Los escenarios que excluyeron todas las flotas de cerco y de palangre (S23–S27) en el OPO mostraron una reducción significativa en la vulnerabilidad al incrementarse el tiempo de veda. Sin embargo, solamente una veda de 270 días en todo el OPO predijo una mejora en el estado de vulnerabilidad a "menos vulnerable" (Fig. 5f).

Otras combinaciones de MCM utilizadas de forma conjunta produjeron resultados variables. La combinación de las vedas en áreas adyacentes a playas de anidamiento claves de entre 60–270 días con el uso de anzuelos circulares en flotas de pesca de palangre, redujo la vulnerabilidad pero no resultó en un cambio claro de estado de "más vulnerable" (Fig. 5g). En contraste, los cuatro escenarios (S32–S35) que involucraron vedas en las áreas de anidamiento acompañadas del uso de mejores prácticas de manipulación y liberación en todas las flotas resultaron en una reducción significativa de la vulnerabilidad, mejorando el estado de vulnerabilidad a "menos vulnerable" (Fig. 5h).

Los escenarios que resultaron en mayores cambios en el estado de vulnerabilidad involucraron la combinación del cierre de áreas adyacentes a playas de anidamiento claves de entre 60–270 días con el uso de anzuelos circulares en todas las flotas de palangre y el uso de mejores prácticas en todas las flotas. Estos cuatro escenarios (S36–S39) resultaron en una mejora significativa en el estado de vulnerabilidad de "más vulnerable (S1)" a "menos vulnerable" (Fig. 5i). Es importante resaltar que a pesar de que las vedas en áreas adyacentes a playas de anidamiento claves se incluyeron en todas las combinaciones de escenarios, las vedas por sí solas resultaron en un cambio insignificante en la vulnerabilidad en

comparación con el *statu quo* (ver Fig. 5b). Estos resultados demuestran claramente que el uso de anzuelos circulares y de mejores prácticas de manipulación y liberación son los que más contribuyen a la reducción predicha de la vulnerabilidad de la tortuga baula del OPO.

3. DISCUSIÓN

La evaluación de riesgo ecológico (ERA en inglés) ha sido ampliamente utilizada en pesquerías como un medio rápido y costo-efectivo para que los administradores de pesquerías puedan identificar las especies más vulnerables a los impactos de la pesca y adopten medidas para mitigar los riesgos identificados, o para coleccionar mayor información que facilite evaluaciones de stocks más formales (Hobday *et al.* 2011). En el OPO se han llevado a cabo por lo menos tres ERAs (Griffiths *et al.* 2017; Griffiths *et al.* 2018; Duffy *et al.* 2019), una de ellas incluyendo a la baula, indicando que está entre las especies más vulnerables dentro del diverso conjunto de especies de pesca incidental impactadas por las pesquerías de atún. 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—en las especies en peligro crítico en varios escenarios MCMs hipotéticas. La ventaja de utilizar el enfoque *EASI-Fish* en comparación con otros métodos de ERA es que se pueden simular varias medidas de manejo—que se pueden implementar individualmente o al unísono—para determinar su eficacia potencial para reducir la vulnerabilidad de la población de tortuga baula PO a convertirse en insostenible en el largo plazo.

Sin embargo, así como otros métodos de ERA, *EASI-Fish* no fue diseñada para reemplazar las evaluaciones poblacionales formales—a pesar de en esencia contar con un modelo de evaluación de stock—para evaluar el estado del stock de especies capturadas incidentalmente. Los resultados de los análisis exploratorios de los escenarios de las MCM presentados en este documento ahora pueden guiar futuras investigaciones donde se realicen evaluaciones más formales utilizando modelos modernos de evaluación integrada de stocks. Estos modelos proveen una evaluación más definitiva del estado del stock y de los beneficios potenciales de que las pesquerías utilicen medidas de mitigación aparentemente efectivas identificadas por *EASI-Fish*, como el uso de anzuelos circulares y mejores prácticas de manipulación y liberación, para reducir la MPC de la tortuga baula en las pesquerías pelágicas del OPO. En general, nuestros resultados sugieren que las MCM 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 baula a los impactos de la pesca en el OPO.

3.1. Vedas espaciales y temporales

Las vedas espaciales, temporales o ambas; son MCM comúnmente utilizadas por los administradores pesqueros para reducir los impactos de la pesca en especies objetivo o especies de preocupación para la conservación, si se pueden identificar áreas particulares o periodos en los que la especie es abundante y susceptible a 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 del estado de la población objetivo—desde los 31 días en 2002–2003 (Resoluciones [C-02-04](#) y [C-03-03](#)) hasta 78 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 en el corralito y otros *hotspots* de captura de atún fueron previstos por Harley and 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 una alternativa, ellos recomendaron incrementar el área y la duración de las vedas.

Las opciones de manejo potenciales simuladas por *EASI-Fish* para las especies de captura incidental que se encuentran con menor frecuencia como la tortuga baula del OPO, parecen complejas. Las simulaciones en el presente estudio de varias vedas espacio-temporales complementaron los resultados de Harley y Suter (2007) en cuanto a la duración de la veda en todo el OPO (*i.e.* 72 días) y las vedas en zonas costeras adyacentes a áreas de anidamiento claves fueron insuficientes para reclasificar el estado de vulnerabilidad de la población a “menos vulnerable”. 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 de la pesquería por la mayor parte del año (270 días). Es improbable que esta medida sea una opción de manejo factible dada la consecuente reducción significativa en la captura de las especies objetivo de atún.

Hay varios países que ya están contribuyendo, implementando medidas importantes que incluyen sus playas de anidamiento en categorías de manejo como Parques Nacionales u otras categorías de áreas protegidas. Para aquellos sitios de anidamiento y sus áreas adyacentes que no se incluyen en estas categorías, también se podría analizar la implementación de medidas de manejo identificadas y desarrolladas a través de la gobernanza participativa. Dichos escenarios involucrarían a múltiples actores, bajo mecanismos específicos del país, en el manejo e implementación de las mejores prácticas para el uso responsable de los recursos pesqueros dentro de las áreas marinas relevantes.

3.2. Reduciendo la mortalidad poscaptura como medida de conservación

De los 39 escenarios de MCM evaluados para la población de baula PO utilizando *EASI-Fish*, aquellos que resultaron en la mayor mejora en el estado de vulnerabilidad, involucraron una reducción importante de la MPC, que se presume ocurrirían con la implementación de anzuelos circulares, un mejoramiento de las prácticas de manipulación y liberación, o ambos. La eficacia de los anzuelos circulares (y peces como cebo) para reducir las tasas de enganche y la mortalidad inducida por la pesca, incluyendo a las baulas, ha sido publicada en varios estudios sobre 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). Para las técnicas de manipulación y liberación, la resolución de la CIAT [C-19-04](#) requiere a las operaciones con cerco y palangres “asegurar 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 están descritas en las *Directrices para Reducir la Mortalidad de las Tortugas Marinas en las Operaciones de Pesca* “ (FAO 2009), e incluyen:

- Embarcar una tortuga capturada utilizando las técnicas apropiadas (salabardos para tortugas pequeñas, montacargas para tortugas más grandes como la baula, nunca halar la línea para sacar las tortugas) para minimizar daños en la tortuga cuando la logística lo permita,
- Cuando una tortuga no puede ser subida a bordo y el anzuelo no se puede remover, la línea se debe cortar lo más cerca posible al ojo del anzuelo,
- Una vez en cubierta, mantener la tortuga en un área húmeda y sombreada, aislada e inmovilizada, con las aletas posteriores más elevadas que la cabeza,
- Todos los anzuelos externos, y los anzuelos en la boca deben ser removidos; si el anzuelo está incrustado en la garganta o ha sido tragado, o si no se tiene seguridad sobre si el remover el anzuelo puede causar más daño, el anzuelo no debe removerse,
- Las tortugas comatosas se deben revivir antes de ser liberadas,

- Una vez que el arte es removido y la tortuga se ha recuperado, las tortugas a bordo se deben liberar en aguas con temperatura similar a la de donde fueron capturada, preferiblemente en un área que no sea de pesca;
- Las tortugas deben ser liberadas bajándolas por la sección de popa de la embarcación, cerca de la superficie del agua, cuando no se están utilizando aparejos y cuando el motor esté en neutro, además se debe monitorear el comportamiento natatorio y la capacidad de buceo después de la liberación en la bitácora diaria.

Sin embargo, hay otros retos para reducir la mortalidad poscaptura en embarcaciones de pequeña escala que deberían ser considerados, ya que la manipulación del animal puede ser más difícil, los recursos y el equipo disponible son más limitados, y podría no ser posible subir el animal a bordo.

En ausencia de datos confiables relacionados con la MPC en pesquerías de palangre y los múltiples tipos de lances hechos para las seis clases de tamaños de embarcaciones de cerco, necesitábamos tener en cuenta supuestos de precaución de la MPC > 0% para cada pesquería, pese a las evidencias limitadas que sugieren que las baulas se capturan de manera poco frecuente en pesquerías de cerco y que tienden a sobrevivir a estas interacciones. Se han observado un total de 109 interacciones de tortuga baula como captura incidental—con solo una mortalidad confirmada—en los 156,094 lances realizados por embarcaciones de cerco Clase 6 entre 1993–2019. Sin embargo, mortalidad de otras especies ha sido observada en la flota de cerco del OPO, así que no podemos descartar completamente la posibilidad de la MPC en nuestros escenarios.

Hay evidencia que sugiere que la MPC de las baulas podría ser relativamente baja para pesquerías de palangre. Por ejemplo, en las pesquerías de palangre chilenas la tasa de mortalidad de tortuga baula en barcos se estimó en un 7% (Donoso and Dutton, 2010). Sin embargo, la cobertura de los observadores en la flota industrial de palangre de cada CPC de la CIAT del OPO a menudo ha fracasado en alcanzar el requerimiento del 5% descrito en la Resolución [C-19-08](#). La disponibilidad de datos de los observadores a bordo durante las operaciones de pesca es una necesidad crítica para informar y mejorar los procesos de toma de decisiones. Por lo tanto, la promoción de programas de observadores permanentes a bordo de flotas artesanales (embarcaciones <24 m LOA) mediante monitoreo humano y/o electrónico es relevante para acceder a la información. Sin embargo, estos programas requieren fondos permanentes para tener éxito a largo plazo.

Por ende, las recomendaciones del presente estudio son:

- 1) que se desarrollen programas de observadores robustos para las flotas EAPGEs —donde el monitoreo electrónico puede ser probado como un método económico y efectivo para complementar los observadores humanos— para cumplir con los requerimientos de la Resolución CIAT [C-19-08](#) y la Resolución [CIT-COP7-2015-R2](#), y
- 2) llevar a cabo estudios de marcaje en las pesquerías de palangre del OPO para cuantificar la mortalidad a bordo y las tasas de MPC de tortugas baula. Estos estudios beneficiarían la cuantificación de 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 además se podría estratificar según el tamaño del animal y el tiempo de manipulación para liberarlo para comprender mejor la eficacia de cada procedimiento de liberación.

Puede ser fortuito que minimizar la MPC tiene potencial para reducir significativamente la mortalidad de

las tortugas baulas en las pesquerías de atún del OPO, sujetas ya a un rango de vedas espaciales y temporales como medida de manejo de la mortalidad por pesca de las especies objetivo de atún. Las prácticas de manipulación y liberación que permiten que una proporción significativa de tortugas capturadas (y otras especies vulnerables no objetivo) sobrevivan los efectos subletales de la captura y la liberación son mucho más simples y costo efectivas de implementar –si los pescadores mantienen un alto nivel de cuidado en los procedimientos de liberación recomendados– que las vedas espaciales y temporales de pequeña escala para reducir la captura de tortugas baulas.

Estos escenarios suponen un 100% de cumplimiento y altos grados de eficacia de las MCM implementadas, que son quizás suposiciones optimistas, y claramente no se lograrán de inmediato. Por lo tanto, los resultados de los escenarios modelo proporcionan estimaciones de lo que es posible en tales condiciones en comparación con las condiciones actuales, es decir, el objetivo ideal para las MCM. En realidad, se debería esperar que las mejoras a la vulnerabilidad de la tortuga baula ocurran de manera incremental a medida que se implementan las MCM y las tripulaciones de pesca emplean métodos más efectivos para manipular las tortugas capturadas, a medida que se implementan anzuelos circulares en más operaciones de palangre. Sin embargo, solo los escenarios que combinaban supuestos de implementación ideales para múltiples MCM examinados en este documento, mejoraron con éxito la vulnerabilidad de la tortuga baula posicionándola como “menos vulnerable” (área del cuadrante verde). Esto resalta la necesidad de una implementación generalizada de MCM efectivas en todo el área de la Convención de la CIAT para mejorar el estado de la tortuga baula PO.

4. DIRECTRICES PARA EL TRABAJO FUTURO

Este documento examinó los efectos potenciales de múltiples escenarios de MCM en la vulnerabilidad de la tortuga baula, incluyendo las vedas de pesca espacio-temporales a múltiples escalas, la modificación de aparejos (*e.g.*, anzuelos circulares) y las mejores prácticas (*e.g.*, manipulación y liberación segura de tortugas), así como combinaciones de MCM. Si bien los resultados de estos escenarios modelo proporcionaron amplia información para informar estrategias para implementar medidas de conservación en las pesquerías del OPO, también destacaron varias prioridades para el trabajo futuro. Por ejemplo, los efectos de la implementación incremental de MCM en la vulnerabilidad de la tortuga laúd podrían ser útiles para proporcionar objetivos provisionales para el personal de la CIAT y la CIT responsable del desarrollo y monitoreo de la implementación de MCM en el OPO. A continuación, describimos otras áreas para futuras iteraciones de modelos *EASI-Fish* centrados en baulas.

4.1 Modelos de distribución de especies

Dado que la población de baula PO tiene límites de manejo bien definidos (ver Fig. 1 y Wallace *et al.* 2010), esto fue utilizado como el ‘mapa base’ del habitat del modelo en *EASI-Fish*. El mapa base del habitat es un componente crítico en el enfoque *EASI-Fish* ya que define los límites de la distribución de las especies dentro de los que puede estar expuesta a la pesca. Previamente cuando se ha utilizado *EASI-Fish* para especies con datos limitados de captura incidental donde los límites del stock no estaban bien definidos (Griffiths *et al.* 2019a; Griffiths *et al.* 2019b), se utilizaron modelos de Idoneidad Ambiental Relativa (RES, *Relative Environmental Suitability* en inglés) para predecir la probabilidad de ocupación (ψ) en cada celda de cuadrícula de 0.5° x 0.5° en el OPO con registros de presencia recolectados de varias fuentes, como los informes de captura de las pesquerías, y relacionando la presencia con covariables de datos ambientales obtenidos por teledetección (ver Kaschner *et al.* 2006). Sin embargo, la extensión espacial de la distribución depende del valor ψ utilizado, lo cual puede influir en la proporción de la población expuesta a la pesca, y por ende en el valor F y la subsecuente clasificación de vulnerabilidad generada por *EASI-Fish*.

En contraste con otras especies con datos limitados de captura incidental que interactúan con pesquerías pelágicas del OPO, la población de la tortuga baula OPO puede ser considerada como relativamente rica

en datos entre los que hay disponibilidad de datos de alta calidad sobre la biología, ecología y las amenazas por fuentes antropogénicas específico para la especie (ver revisión de Spotila and Tomillo, 2015). Aunque se han realizado estudios limitados de modelado para definir los hábitat de alto uso adyacentes a las playas de anidamiento en el sureste del OPO basados en datos de marcas electrónicas (Shillinger *et al.* 2010), es sorprendente que estudios más integrales no se hayan enfocado en desarrollar modelos dinámicos de hábitat para esta población en peligro crítico. Este estudio demostró que la pesquería industrial de palangre contribuye de manera significativa a la mortalidad por pesca total del stock de tortuga baula del OPO, un resultado atribuido principalmente a la alta superposición de área entre la flota y la distribución de la población, que se asume es homogénea dentro de los límites definidos para la misma. Sin embargo, su distribución es ciertamente heterogénea, y es más probablemente que la superposición con pesquerías artesanales sea desproporcional, a pesar del área relativamente pequeña en la que estas pesquerías tienden a operar (Fig. 4). Por ejemplo, los machos y hembras adultos de baulas—así como las crías—tienden a agregarse en áreas costa afuera de las playas de anidamiento en el OPO suroriental durante la temporada reproductiva entre aproximadamente septiembre y marzo (Spotila and Tomillo, 2015). Además, las tasas de interacción de la tortuga baula son significativamente más altas en las pesquerías artesanales que en las industriales (Alfaro-Shigueto *et al.*, 2010). Esto indica que es más probable que las baulas se encuentren durante todo el año en densidades más altas en aguas neríticas costa afuera de Sur America donde las pesquerías artesanales operan, que en áreas de alta mar donde opera la flota industrial (Shillinger *et al.*, 2008; Hoover *et al.*, 2019). Por estas razones, las iteraciones futuras del *EASI-Fish* enfocadas en baula podrían mejorarse utilizando modelos de distribución de hábitat que puedan capturar estos patrones de heterogeneidad espacial de la ocurrencia de la tortuga baula (e.g., Hoover *et al.* 2019).

Para abordar un problema similar en el Océano Pacífico norte central—i.e., para mitigar la captura incidental en pesquerías de palangre de tortuga cabezona (*Caretta caretta*) y tortuga baula—la herramienta de la NOAA *TurtleWatch* desarrolló un modelo simple de envoltura ambiental (Howell *et al.* 2008; Howell *et al.* 2015). *TurtleWatch* identifica ‘hotspots’ potenciales, basado en características ambientales, como una temperatura superficial del mar favorable y la presencia de frentes de corriente. Sin embargo, este modelo depende en gran medida de los datos recolectados por los observadores que han observado 100% de los lances someros en la pesquería de palangre Hawaiana desde el 2004 (Sippel *et al.* 2014), proporcionando conteos de capturas de tortuga así como información sobre ausencia de tortugas. Una herramienta comparable ha sido desarrollado para las baulas PO, pero este depende en gran medida en datos de uso de hábitat limitados a hembras posanadoras de una sola población (Hoover *et al.*, 2019).

Desafortunadamente, la flota industrial de palangre del OPO solo tiene una cobertura de observadores del 5% del total de anzuelos desplegados por pesquería cada año, 175 millones de anzuelos en 2018 (IATTC, 2020). Sin embargo, en muchos estados costeros, la cobertura de los observadores es incluso menor, con la mayoría de flotas artesanales sin ningún tipo de cobertura de observadores. Como resultado, los datos que existen en el OPO son insuficientes para construir modelos dinámicos de hábitat de alta resolución equivalentes al de Howell *et al.* (2015), aunque un ensayo reciente proporciona bases útiles para esfuerzos futuros (Hoover *et al.* 2019). En estos escenarios de datos limitados, los modelos de distribución de especies solo son posible utilizando series de datos de presencia únicamente y ahora existen muchos enfoques de modelado sofisticados capaces de hacer uso de los datos de presencia de la especie y de datos ambientales para hacer predicciones de hábitat. Algunos de estos incluyen Modelos Aditivos Generalizados (GAMs) (Guisan *et al.*, 2002), árboles de regresión (Soykan *et al.*, 2014; Scales *et al.*, 2017), EcoCast (Hazen *et al.*, 2018) y modelos de Aproximación de Laplace Integrada Anidada (INLA). Estos modelos se utilizan cada vez con más frecuencia, para modelar los hábitats de grandes especies marinas pelágicas en el OPO que, como las tortugas baulas, no se encuentran frecuentemente como

captura incidental en las pesquerías de atún, como la mantarraya (*Mobula mobular*) (Lezama-Ochoa *et al.* 2019b; Lezama-Ochoa *et al.* in press).

4.2 Mejora de los reportes sobre el esfuerzo pesquero espacialmente explícito

ERAs anteriores no han incluido pesquerías artesanales costeras que comúnmente interactúan con tortugas baulas, ya que generalmente no están bien documentadas, si tienen documentación alguna (Salas *et al.* 2007). Por ejemplo, las tortugas marinas son capturadas como pesca incidental en pesquerías comerciales de pequeña escala o artesanales en México (Bizarro *et al.*, 2009a; Smith *et al.*, 2009), América Central (Swimmer *et al.*, 2011; Whoriskey *et al.*, 2011) y Sudamérica (Alfaro-Shigueto *et al.*, 2007; Martínez-Ortiz *et al.*, 2015; Alfaro-Shigueto *et al.*, 2018; Ortiz-Álvarez *et al.*, 2020)—a menudo en mayor número que en las pesquerías industriales de cerco y palangre del OPO (Wallace *et al.* 2013a). Además de la captura accidental, la retención de tortugas para consumo humano todavía se presenta en las pesquerías artesanales en el centro del Perú. Por ejemplo, aproximadamente 1,000 tortugas fueron encontradas en varios basureros cerca de Pisco (Perú) entre 2009 y 2015, donde se cree que el 95% fue para consumo humano, el 3% de estas eran tortugas baulas (Quiñones *et al.*, 2017).

EASI-Fish fue diseñado para superar estos problemas de escasez o falta de fiabilidad en los datos de captura utilizando mapas espaciales de esfuerzo pesquero superpuestos en el hábitat de distribución la especie. Como resultado, la presente evaluación es la primera ERA que hay incluido pesquerías artesanales para cuantificar el impacto acumulado de todas las pesquerías sobre las especies del OPO. Sin embargo, hay que considerar que la información solamente se puede obtener de forma oportunista a partir de fuentes públicas, ya que hay vastas áreas de zona costera americana en donde opera la flota artesanal de las que no hay datos disponibles, como México continental central y el sur de Perú y áreas más allá de los límites de las supuestas áreas de pesca que establecimos para este estudio dentro de los 0.5° de cada puerto pesquero. Debido a la falta de cobertura de todas las pesquerías que probablemente tienen captura incidental de tortuga baula y los diversos supuestos conservadores del modelo, es probable que se subestime la mortalidad por pesca estimada (\tilde{F}_{2018}) y el subsecuente estado de vulnerabilidad de la población de tortuga baula PO para 2018 y para cada escenario hipotético, por lo cual deben considerarse de manera conservadora. Por lo tanto, los resultados presentados en este documento deben considerarse un paso conservador para informar el manejo precautorio de los impactos de la captura incidental de las pesquerías en la críticamente amenazada población de tortuga baula del PO.

Sin embargo, la CIAT continúa colaborando con los CPCs de la CIAT de Centroamérica como parte de un proyecto patrocinado por el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM) para mantener programas de recolección de datos para estas pequeñas pesquerías costeras (Siu and Aires-da-Silva, 2016; Oliveros-Ramos *et al.*, 2019). Además, el MdE entre CIAT y CIT proporciona oportunidades para incrementar la colaboración y el intercambio de información entre las dos convenciones. De esta forma, las evaluaciones futuras sobre la captura incidental de especies como la baula se pueden mejorar a medida que los datos de esfuerzo pesquero de alta resolución espacialmente explícitos están disponibles para uso del personal de la CIAT.

5 CONCLUSIONES

EASI-Fish fue principalmente desarrollado como una herramienta para evaluar la vulnerabilidad de las especies con datos de captura incidental limitados permitiendo la identificación de especies prioritarias que se recomendarían como candidatas para futuras investigaciones y monitoreo de capturas. Esto facilitará la re-evaluación con *EASI-Fish* o con evaluaciones cuantitativas más sofisticadas si hay datos suficientes (*e.g.*, evaluaciones poblacionales formales), o el desarrollo de medidas de mitigación para reducir los riesgos específicos que contribuyen a la vulnerabilidad de las especies evaluadas. Este estudio

demonstró la flexibilidad y utilidad del enfoque *EASI-Fish* para explorar la eficacia relativa del potencial de las MCM para reducir la vulnerabilidad de especies como la tortuga baula, que han sido impactadas por múltiples pesquerías pelágicas en el OPO.

A medida que los datos de los programas de monitoreo nacionales y de la CIAT se encuentran disponibles, así como los estudios de mortalidad pos-liberación y modelos mejorados de la distribución de las especies que definan mejor los límites de la población de tortuga baula del OPO, la utilidad de *EASI-Fish* se incrementará como una herramienta particularmente rápida y económica para explorar los efectos potenciales de varios escenarios de MCM para reducir la vulnerabilidad de otras especies de captura incidental no-objetivo. Además, los productos depurados de *EASI-Fish* resaltarán las MCM que se pueden implementar de manera costo-efectiva por los administradores de las pesquerías para cumplir con los mandatos existentes y las resoluciones que requieren demostrar prácticas de pesca responsable para asegurar la sostenibilidad ecológica de todas las especies con las que interactúan sus pesquerías.

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 y a Michael Scott and Leanne Duffy por los comentarios editoriales. 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. Gracias a La Red de la Conservación de la Tortuga Laúd del Océano Pacífico Oriental (Red Laúd OPO), al Estado de las Tortugas del Mundo (<http://seamap.env.duke.edu/swot>), y a los miembros de la CIT por los datos de las zonas de anidamiento aportados por varios investigadores y organizaciones a estos consorcios.

REFERENCIAS

- Alfaro-Shigueto, J., Dutton, P.H., Van-Bresseem, M., 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., Godley, B.J., 2010. Where small can have a large impact: Structure and characterization of small-scale fisheries in Peru. *Fisheries Research* **106**, 8-17.
- Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J.C., Bernedo, F., Dutton, P.H., Seminoff, J.A., Godley, B.J., 2011. Small - scale fisheries of Peru: a major sink for marine turtles in the Pacific. *Journal of Applied Ecology* **48**, 1432-1440.
- Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J.C., Darquea, J., Donoso, M., Baquero, A., Doherty, P.D., Godley, B.J., 2018. Untangling the impacts of nets in the southeastern Pacific: Rapid assessment of marine turtle bycatch to set conservation priorities in small-scale fisheries. *Fisheries Research* **206**, 185-192.
- Andraka, S., Mug, M., Hall, M., Pons, M., Pacheco, L., Parrales, M., Rendón, L., Parga, M.L., Mituhasi, T., Segura, Á., Ortega, D., Villagrán, E., Pérez, S., Paz, C., Siu, S., Gadea, V., Caicedo, J., Zapata, L.A., Martínez, J., Guerrero, P., Valqui, M., Vogel, N., 2013. Circle hooks: Developing better fishing practices in the artisanal longline fisheries of the Eastern Pacific Ocean. *Biological Conservation* **160**, 214-224.
- Avens, L., Taylor, J.C., Goshe, L.R., Jones, T.T., 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., Harris, H., 2020. Regional comparison of leatherback sea turtle maturation attributes and reproductive longevity. *Marine Biology* **167**, 4.
- Ayala, L., Amoros, S., Cespedes, C., 2008. Catch and by-catch of albatross and petrel in longline and gillnet fisheries in northern Peru. *Final Report to the Rufford Small Grants for Nature Conservation*.
- Benson, S.R., Eguchi, T., Foley, D.G., Forney, K.A., Bailey, H., Hitipeuw, C., Samber, B.P., Tapilatu, R.F., Rei, V., Ramohia, P., 2011. Large-scale movements and high-use areas of western Pacific leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*. *Ecosphere* **2**, 1-27.
- Bizarro, J.J., Smith, W.D., Hueter, R.E., Villavicencio–Garayzar, C.J., 2009a. Activities and catch composition of artisanal elasmobranch fishing sites on the eastern coast of Baja California Sur, Mexico. *Bulletin of the Southern California Academy of Sciences* **108**, 137-152.
- Bizarro, J.J., Smith, W.D., Márquez-Farías, J.F., Tyminski, J., Hueter, R.E., 2009b. Temporal variation in the artisanal elasmobranch fishery of Sonora, Mexico. *Fisheries Research* **97**, 103-117.
- Carreón-Zapiain, M.T., Favela - Lara, S., González-Pérez, J.O., Tavares, R., Leija-Tristán, A., Mercado-Hernández, R., Compeán-Jiménez, G.A., 2018. Size, age, and spatial-temporal distribution of shortfin mako in the Mexican Pacific Ocean. *Marine and Coastal Fisheries* **10**, 402-410.
- Castillo-Geniz, J.L., Godinez-Padilla, C.L., Ortega-Salgado, I., Ajás-Terriquez, H.A., 2016. Programa de Observadores de Tiburón. In: Castillo Géniz, J. L., Tovar Ávila, J. (Eds.), *Tiburones Mexicanos de Importancia Pesquera en la CITES*. Instituto Nacional de Pesca, México, pp. 56–67.
- Castillo-Geniz, J.L., Godinez-Padilla, C.L., González-Ania, L.V., Haro-Avalos, H., Mondragón-Sánchez, L.F., Tovar-Ávila, J., 2017. Size and sex of the blue sharks caught by the Mexican longline industrial fleets recorded by on board observers in the Pacific 2006-2015. *Meeting of the International Scientific Committee on Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean (ISC) Shark Working Group Workshop, 17-24 March, 2017, La Jolla, USA. Document ISC/17/SHARKWG-1*.
- Chen, Y., Gordon, G.N.G., 1997. Assessing discarding at sea using a length-structured yield-per-recruit model. *Fisheries Research* **30**, 43-55.
- 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)*. Available at http://www.cms.int/sites/default/files/document/Appendices_COP11_E.pdf.
- 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.*, Available at <https://cites.org/sites/default/files/eng/cop/17/prop/060216/E-CoP17-Prop-44.pdf>.
- Cortés, E., Brooks, E.N., 2018. Stock status and reference points for sharks using data - limited methods and life history. *Fish and Fisheries* **19**, 1110-1129.
- Doherty, P.D., Alfaro-Shigueto, J., Hodgson, D.J., Mangel, J.C., Witt, M.J., Godley, B.J., 2014. Big catch, little sharks: Insight into Peruvian small-scale longline fisheries. *Ecology and Evolution* **4**, 2375-2383.
- Donoso, M., Dutton, P.H., 2010. Sea turtle bycatch in the Chilean pelagic longline fishery in the southeastern Pacific: opportunities for conservation. *Biological Conservation* **143**, 2672-2684.
- Duffy, L., Lennert-Cody, C., Vogel, N., Boster, J., 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., Griffiths, S.P., 2019. Assessing vulnerability of bycatch species in the tuna purse-seine fisheries of the eastern Pacific Ocean. *Fisheries Research* **219**.
- Dutton, P.H., Bowen, B.W., Owens, D.W., Barragan, A., 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.
- Gabriel, W.L., Mace, P.M., 1999. A review of biological reference points in the context of the precautionary approach. In: Restrepo, V. R. (Ed.), *Proceedings of the Fifth National NMFS Stock Assessment Workshop: Providing Scientific Advice to Implement the Precautionary Approach Under the Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act*. U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO-40, Silver Spring, MD, pp. 34–45.
- Galloway, B.J., Gazey, W.J., Wibbels, T., Bevan, E., Shaver, D.J., George, J., 2016. Evaluation of the status of the Kemp's ridley sea turtle after the 2010 Deepwater Horizon oil spill. *Gulf of Mexico Science* **33**, 6.
- Gilman, E., Zollett, E., Beverly, S., Nakano, H., Davis, K., Shiode, D., Dalzell, P., Kinan, I., 2006. Reducing sea turtle by-catch in pelagic longline fisheries. *Fish and Fisheries* **7**, 2-23.
- Griffiths, S.P., Kuhnert, P.M., Venables, W.N., Blaber, S.J.M., 2007. Estimating abundance of pelagic fishes using gillnet catch data in data-limited fisheries: a Bayesian approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **64**, 1019–1033.
- Griffiths, S.P., Duffy, L., 2017. *A preliminary metadata analysis of large-scale tuna longline fishery data in the eastern Pacific Ocean: a precursor to Ecological Risk Assessment*. 8th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the Inter-American Tropical Tuna Commission, La Jolla, California, USA, 8-12 May, 2017. Document SAC-08-07b.
- Griffiths, S.P., Duffy, L., Aires-Da-Silva, A., 2017. A preliminary ecological risk assessment of the largescale tuna longline fishery in the eastern Pacific Ocean using Productivity-Susceptibility Analysis. *8th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 8-12 May 2017, La Jolla, California, USA. Document SAC-08-07d.*, 1-21.
- Griffiths, S.P., Kesner-Reyes, K., Garilao, C., Duffy, L.M., Román, M.H., 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., 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., 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.
- Guisan, A., Edwards Jr, T.C., Hastie, T., 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* **157**, 89-100.
- Hall, M., Roman, M., 2013. Bycatch and non-tuna catch in the tropical tuna purse seine fisheries of the world. *FAO fisheries and aquaculture technical paper* **568**, 249.
- Harley, S.J., 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.
- Hazen, E.L., Scales, K.L., Maxwell, S.M., Briscoe, D.K., Welch, H., Bograd, S.J., Bailey, H., Benson, S.R., Eguchi, T., Dewar, H., 2018. A dynamic ocean management tool to reduce bycatch and support sustainable fisheries. *Science Advances* **4**, e3001.
- Hernández, H.S., Valdez Flores, J., 2016. Colima. In: Castillo Géniz, J. L., Tovar Ávila, J. (Eds.), *Tiburones Mexicanos de Importancia Pesquera en la CITES*. Instituto Nacional de Pesca, México, pp. 46–48.

- 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., Zhou, S., 2011. Ecological risk assessment for the effects of fishing. *Fisheries Research* **108**, 372-384.
- Hoover, A.L., Liang, D., Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J.C., Miller, P.I., Morreale, S.J., Bailey, H., Shillinger, G.L., 2019. Predicting residence time using a continuous-time discrete-space model of leatherback turtle satellite telemetry data. *Ecosphere* **10**, e02644.
- Howell, E.A., Kobayashi, D.R., Parker, D.M., Balazs, G.H., Polovina, J.J., 2008. TurtleWatch: a tool to aid in the bycatch reduction of loggerhead turtles *Caretta caretta* in the Hawaii-based pelagic longline fishery. *Endangered Species Research* **5**, 267-278.
- Howell, E.A., Hoover, A., Benson, S.R., Bailey, H., Polovina, J.J., Seminoff, J.A., Dutton, P.H., 2015. Enhancing the TurtleWatch product for leatherback sea turtles, a dynamic habitat model for ecosystem-based management. *Fisheries Oceanography* **24**, 57-68.
- Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC), 2003. *Convention for the strengthening of the Inter-American Tropical Tuna Commission established by the 1949 Convention between the United States of America and the Republic of Costa Rica ("Antigua Convention")*. Inter-American Tropical Tuna Commission, La Jolla, CA.
- Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC), 2019. Ecosystem considerations. *10th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 13-17 May 2019, San Diego, California, USA. Document SAC-10-14*.
- Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC), 2020. The tuna fishery in the eastern Pacific Ocean in 2019. *10th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 11-15 May 2020, La Jolla, California, USA. Document SAC-11-03*.
- Jones, T.T., Hastings, M.D., Bostrom, B.L., Pauly, D., 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.
- Kaschner, K., Watson, R., Trites, A.W., Pauly, D., 2006. Mapping world-wide distributions of marine mammal species using a relative environmental suitability (RES) model. *Marine Ecology Progress Series* **316**, 285-310.
- 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>.
- Lee, H.-H., Maunder, M.N., Piner, K.R., Methot, R.D., 2012. Can steepness of the stock-recruitment relationship be estimated in fishery stock assessment models? *Fisheries Research* **125**, 254-261.
- Lezama-Ochoa, N., Murua, H., Hall, M., Román, M., Ruiz, J., Vogel, N., Caballero, A., 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., Vogel, N., 2019a. 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.
- Lezama-Ochoa, N., Hall, M.A., Pennino, M.G., Stewart, J.D., López, J., Murua, H., 2019b. Environmental characteristics associated with the presence of the Spinetail devil ray (*Mobula mobular*) in the eastern tropical Pacific. *PLoS One* **14**, e0220854.
- Lezama-Ochoa, N., Pennino, M.G., Hall, M., López, J., Murua, H., In Press. Assessing a Bayesian modelling approach (INLA-SPDE) to predict the occurrence of the Spinetail Devil Ray (*Mobular mobular*). *Scientific Reports*.

- Martínez-Ortiz, J., Aires-Da-Silva, A.M., Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N., 2015. The Ecuadorian artisanal fishery for large pelagics: species composition and spatio-temporal dynamics. *PLoS One* **10**, e0135136.
- Martínez, P.B., Pizarro, A.G., Cortés, D.D., Opazo, S.M., Pérez, H.M., Troncoso, F.C., Mieres, L.C., Ortega Carrasco, J.C., 2017. Informe Final. Seguimiento Pesquerías Recursos Altamente Migratorios, 2016. *Instituto de Fomento Pesquero, Chile*.
- Millar, R.B., Fryer, R.J., 1999. Estimating the size-selection curves of towed gears, traps, nets and hooks. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **9**, 89-116.
- Moreno, C.A., Arata, J.A., Rubilar, P., Hucke-Gaete, R., Robertson, G., 2006. Artisanal longline fisheries in southern Chile: lessons to be learned to avoid incidental seabird mortality. *Biological Conservation* **127**, 27-36.
- Oliveros-Ramos, R., Siu, S., Salaverria, S., Lennert-Cody, C.E., Aires-Dasilva, A., Maunder, M.N., 2019. Pilot study for a shark fishery sampling program in Central America. *10th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 13-17 May 2019, San Diego, California, USA. Document SAC-10-16*, 33.
- 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., Alfaro-Shigueto, J., 2020. Rapid assessments of leatherback small-scale fishery bycatch in interesting areas in the eastern Pacific Ocean. *Frontiers in Marine Science* **6**.
- Pritchard, P.C.H., 2015. Introduction: phylogeny and evolutionary biology of the leatherback turtle. In: Spotila, J. R., Tomillo, P. S. (Eds.), *The Leatherback Turtle: Biology and Conservation*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, pp. 3–7.
- Quinn, T.J., Deriso, R.B., 1999. *Quantitative fish dynamics*. Oxford University Press, New York.
- Quiñones, J., Quispe, S., Galindo, O., 2017. Illegal capture and black market trade of sea turtles in Pisco, Peru: the never-ending story. *Latin American Journal of Aquatic Research* **45**, 615-621.
- Ralston, S., 2002. West coast groundfish harvest policy. *North American Journal of Fisheries Management* **22**, 249-250.
- Ricker, W., 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada* **191**, 382.
- Ryder, C.E., Conant, T.A., 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.
- Salas, S., Chuenpagdee, R., Seijo, J.C., Charles, A., 2007. Challenges in the assessment and management of small-scale fisheries in Latin America and the Caribbean. *Fisheries Research* **87**, 5-16.
- Sales, G., Giffoni, B.B., Fiedler, F.N., Azevedo, V.G., Kotas, J.E., Swimmer, Y., 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., 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., 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., Vargas, F., 2007. Conservation and biology of the leatherback turtle in the Mexican Pacific. *Chelonian Conservation and Biology* **6**, 70-78.

- Scales, K.L., Hazen, E.L., Maxwell, S.M., Dewar, H., Kohin, S., Jacox, M.G., Edwards, C.A., Briscoe, D.K., Crowder, L.B., Lewison, R.L., 2017. Fit to predict? Eco-informatics for predicting the catchability of a pelagic fish in near real time. *Ecological Applications* **27**, 2313-2329.
- Schick, R.S., Roberts, J.J., Eckert, S.A., Halpin, P.N., Bailey, H., Chai, F., Shi, L., 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., Piedra, R., 2008. Persistent leatherback turtle migrations present opportunities for conservation. *PLoS Biology* **6**.
- Shillinger, G.L., Swithenbank, A.M., Bograd, S.J., Bailey, H., Castelton, M.R., Wallace, B.P., Spotila, J.R., Paladino, F.V., Piedra, R., Block, B.A., 2010. Identification of high-use interesting habitats for eastern Pacific leatherback turtles: role of the environment and implications for conservation. *Endangered Species Research* **10**, 215-232.
- 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., 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.
- Sippel, T., Nasby-Lucas, N., Kohin, S., 2014. Description of the Hawaii longline observer program. *Meeting of the International Scientific Committee on Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean (ISC) Shark Working Group Workshop, 19-26 November, 2014, Puerto Vallarta, Jalisco, Mexico. Document ISC/14/SHARKWG-3/01.*
- Siu, S., Aires-Da-Silva, A., 2016. An inventory of sources of data in central America on shark fisheries operating in the Eastern Pacific Ocean. Metadata report. *7th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 9-13 May 2016, La Jolla, California. Document SAC-07-06b(ii).*
- Smith, W.D., Bizzarro, J.J., Cailliet, G.M., 2009. The artisanal elasmobranch fishery on the east coast of Baja California, Mexico: Characteristics and management considerations. *Ciencias Marinas* **35**, 209-236.
- Sosa-Nishizaki, O., García-Rodríguez, E., Morales-Portillo, C.D., Pérez-Jiménez, J.C., Rodríguez-Medrano, M.C., Bizzarro, J.J., Castillo-Géniz, J.L., 2020. Fisheries interactions and the challenges for target and nontargeted take on shark conservation in the Mexican Pacific. *Advances in Marine Biology* **84**, <https://doi.org/10.1016/bs.amb.2020.1003.1001>.
- Soykan, C.U., Eguchi, T., Kohin, S., Dewar, H., 2014. Prediction of fishing effort distributions using boosted regression trees. *Ecological Applications* **24**, 71-83.
- Spotila, J.R., Tomillo, P.S., 2015. *The Leatherback Turtle: Biology and Conservation*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, USA.
- Swimmer, Y., Suter, J., Arauz, R., Bigelow, K., López, A., Zanela, I., Bolanos, A., Ballesteros, J., Suárez, R., 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., 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., 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., 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., Hurley, B.J., Finkbeiner, E.M., Bolten, A.B., Chaloupka, M.Y., Hutchinson, B.J., Abreu-Grobois, F.A., Amorocho, D., Bjorndal, K.A., 2010. Regional management units for

- marine turtles: a novel framework for prioritizing conservation and research across multiple scales. *PLoS One* **5**, e15465.
- 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., 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., 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., 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., 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., 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., Parham, J.F., 1996. Age and growth in leatherback turtles, *Dermochelys coriacea* (Testudines: Dermochelyidae): a skeletochronological analysis. *Chelonian Conservation and Biology* **2**, 244-249.

DRAFT

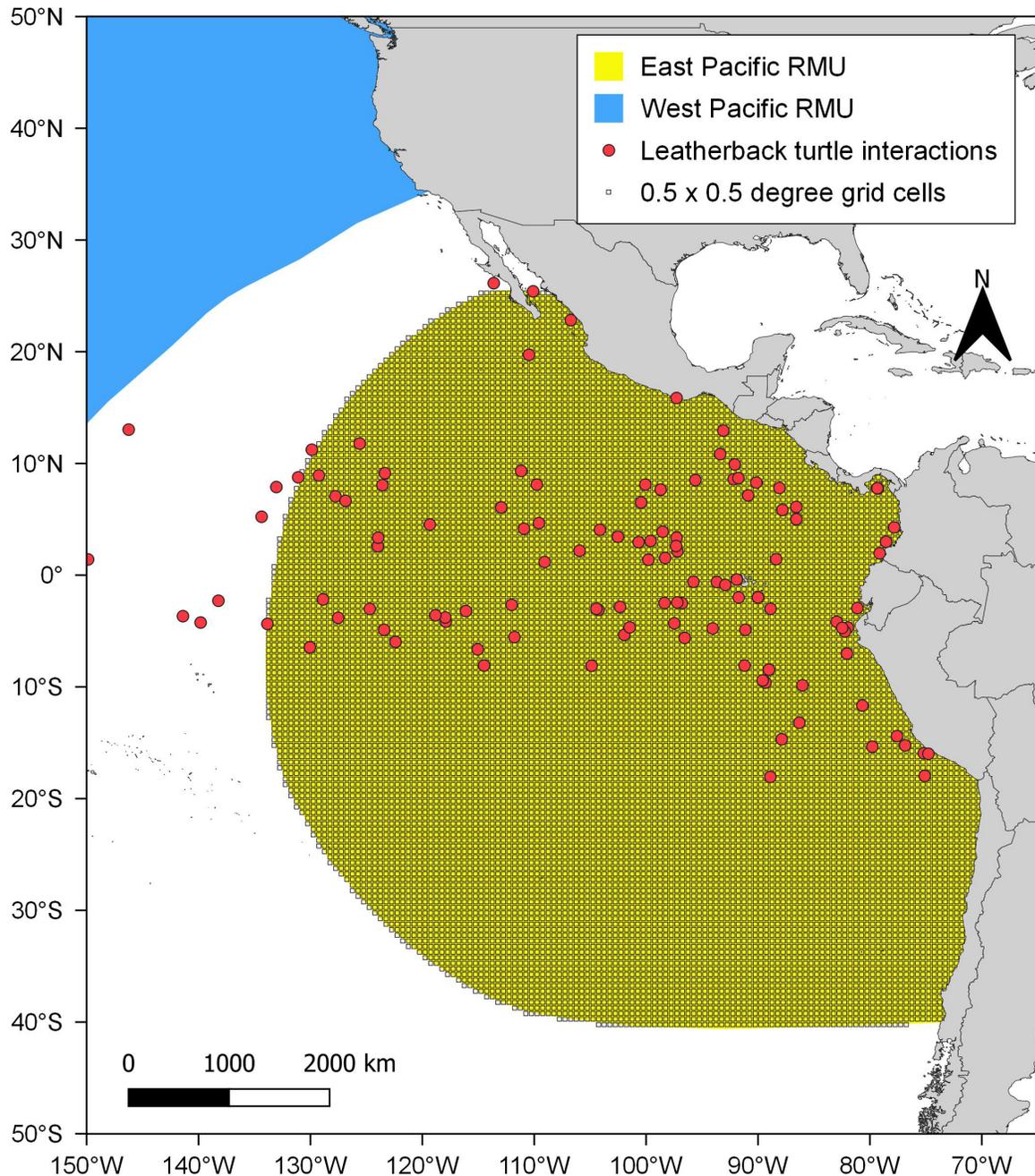


FIGURA 1. Mapa de los límites de dos Unidades Regionales de Manejo (RMU) de tortuga baula (*Dermochelys coriacea*) en el Océano Pacífico Oriental (OPO) definidas por (Wallace *et al.* 2010). Esta evaluación del 2018 solamente considera la RMU del Pacífico Oriental (en amarillo) ya que 105 de las 112 interacciones con tortuga baula registradas por los observadores a bordo en embarcaciones de cerco en el OPO entre 1993–2019 (puntos rojos) ocurrieron dentro de la URM. Las celdas de la cuadrícula de 0.5° x 0.5° definen la distribución de la especie en el modelo *EASI-Fish*, donde se asume que cada celda tiene una probabilidad de ocupación (ψ) de 1.

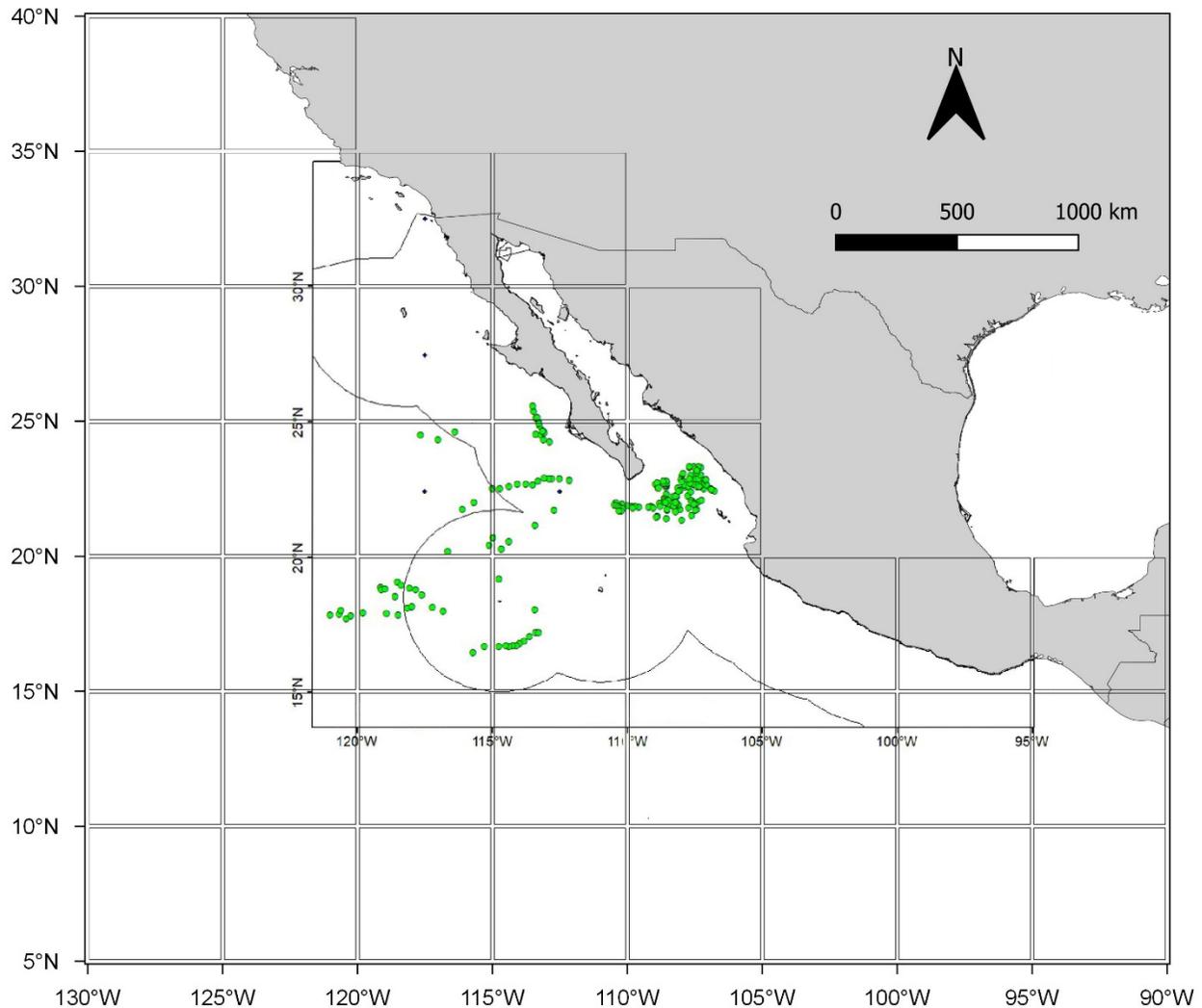


FIGURA 2. Mapa mostrando como se georreferenciaron en el programa QGIS los mapas de esfuerzo pesquero disponibles al público asignados a celdas en el sistema de indexación global espacial *C-squares*. En este caso, un mapa de lances observados de la flota comercial tiburonera de palangre en 2018 (proporcionado 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 baula OPO (*Dermochelys coriacea*) en el Océano Pacífico oriental.

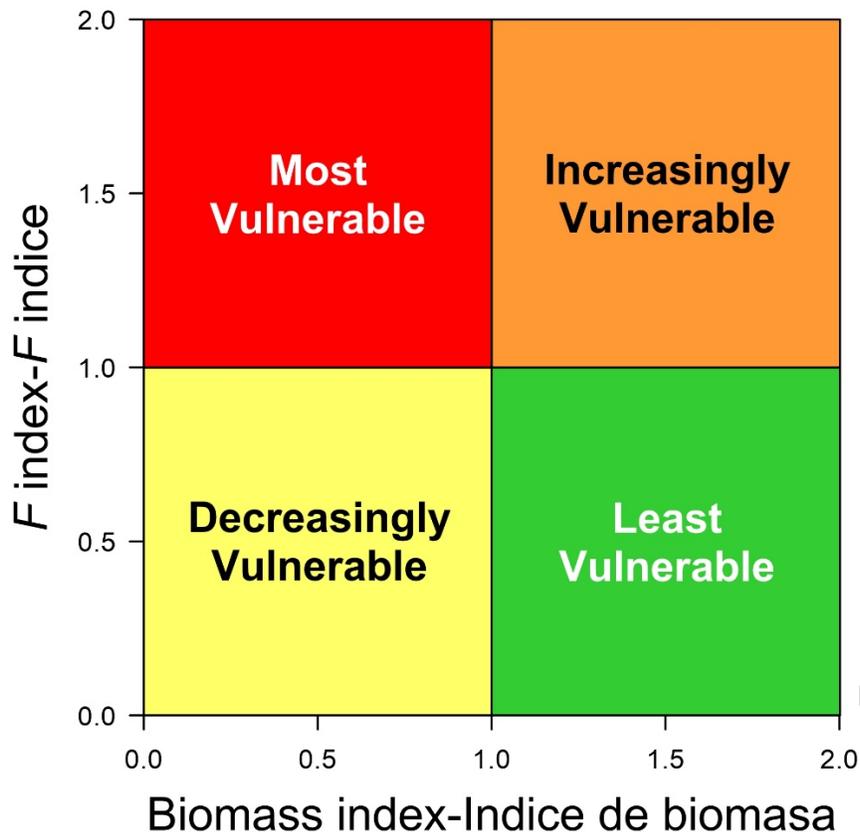


FIGURA 3. Gráfica de fase ilustrando como se definió el estado de vulnerabilidad para la población de tortuga baula del Pacífico Oriental evaluada utilizando $F_{80\%}$ y $BSR_{80\%}$ del modelo *EASI-Fish* como punto de referencia en los ejes 'x' y 'y' respectivamente. La vulnerabilidad fue definida por su posición dentro de uno de los cuatro cuadrantes en la gráfica de fase como: “Menos vulnerable” (verde, $F_{2018}/F_{80\%} < 1$ y $BSR_{2018}/BSR_{80\%} > 1$), “Cada vez más vulnerable” (naranja, $F_{2018}/F_{80\%} > 1$ y $BSR_{2018}/BSR_{80\%} > 1$), “Más vulnerable” (rojo, $F_{2018}/F_{80\%} > 1$ y $BSR_{2018}/BSR_{80\%} < 1$), y “Cada vez menos vulnerable” (amarillos, $F_{2018}/F_{80\%} < 1$ and $BSR_{2018}/BSR_{80\%} < 1$). Los límites de los ejes de 2.0 tienen un propósito ilustrativo únicamente.

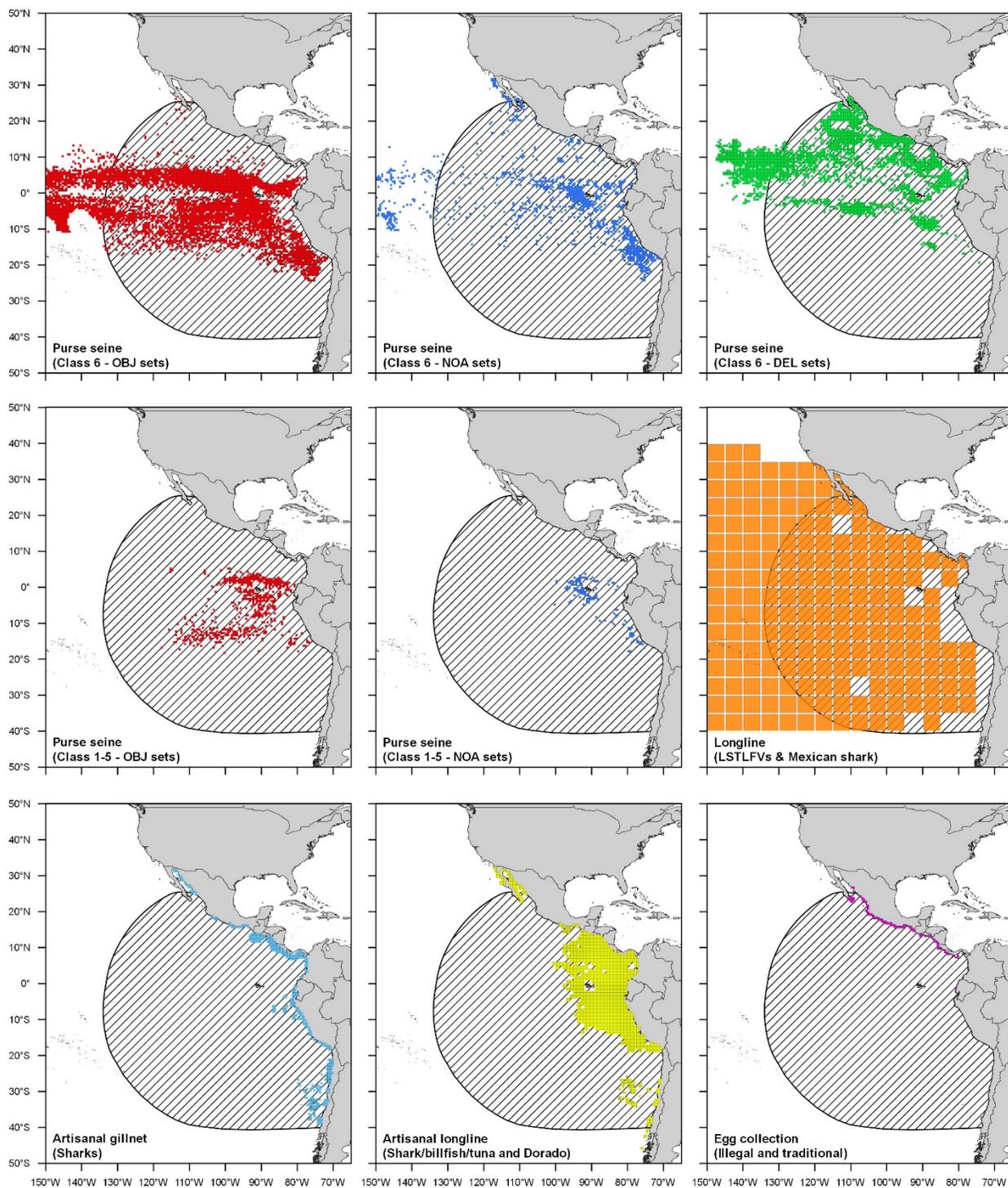


FIGURA 4. Mapa con la distribución del esfuerzo pesquero de nueve pesquerías en el Océano Pacífico oriental en 2018 relativas a la población de la tortuga baula del Pacífico Oriental (*Dermochelys coriacea*) definida por (Wallace *et al.* 2010) (zona gris rayada). La resolución de los datos de esfuerzo es de 0.5° x 0.5° para cada pesquería exceptuando la pesquería de palangre que se muestra en resolución de 5° x 5°. Los tipos de lances para la pesquería de cerco son: i) lances asociados a objetos flotantes (OBJ), ii) lances sobre bancos de atún no asociados (NOA), y iii) lances asociados a delfines (DEL).

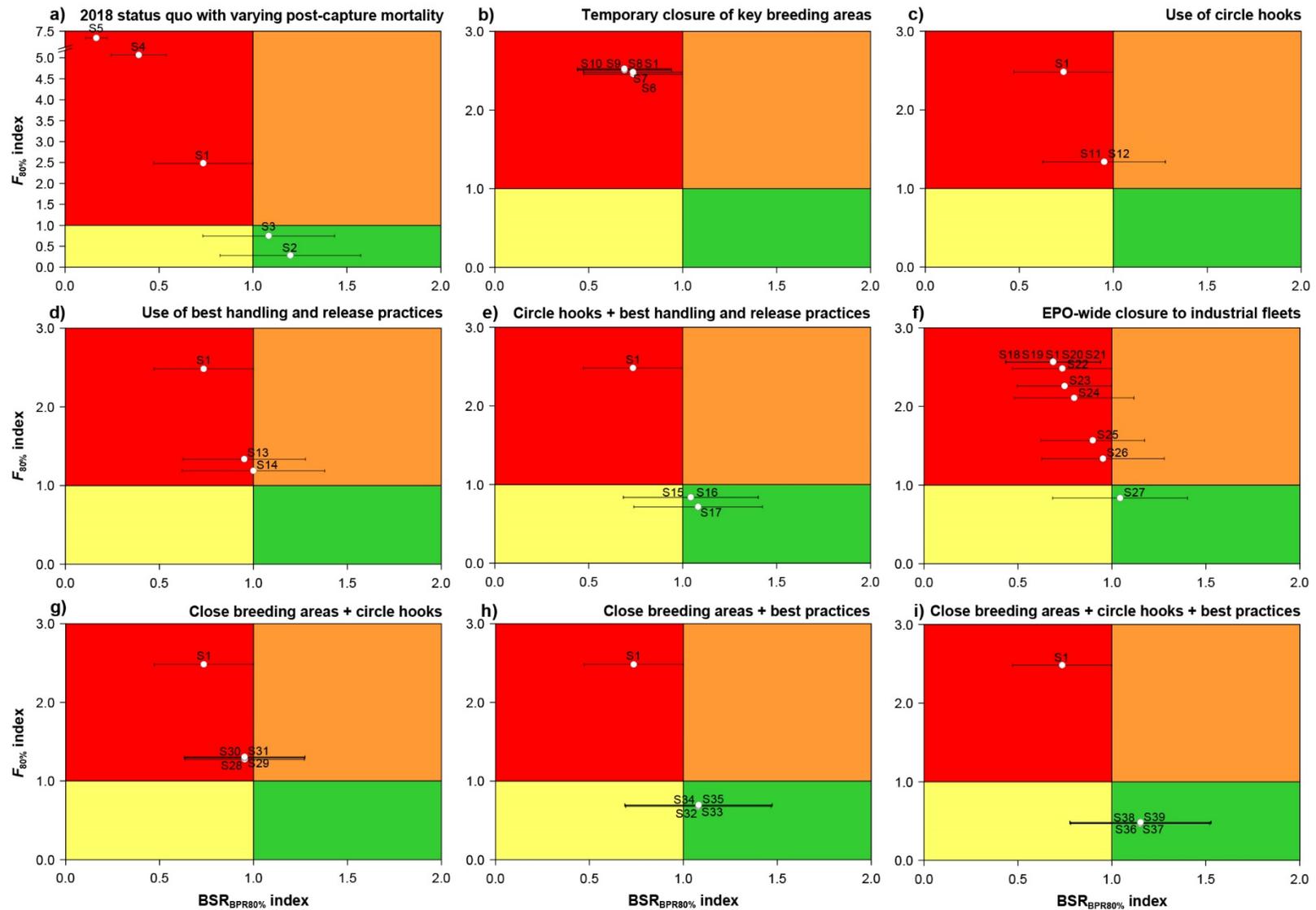


FIGURA 5. Gráficas de fase de la vulnerabilidad mostrando el estado de vulnerabilidad de la población de tortuga baula Pacífico Oriental (*Dermochelys coriacea*) estimada por EASI-Fish con respecto a las pesquerías pelágicas industriales y artesanales representadas por los puntos de referencia de la media biológica ($\pm 95\%$ CI) $F_{2018}/F_{80\%}$ y $BSR_{2018}/BSR_{80\%}$ para cada escenario hipotético. Notar que el símbolo “S1” de cada gráfica muestra el estado de vulnerabilidad bajo el presunto *statu quo* del esfuerzo pesquero y del escenario de manejo en el 2018 comparado con otros escenarios. Las marcas adyacentes a los símbolos denotan el escenario en la Tabla 2. Los valores de estado para cada uno de los 39 escenarios se proporcionan en la Tabla 5.

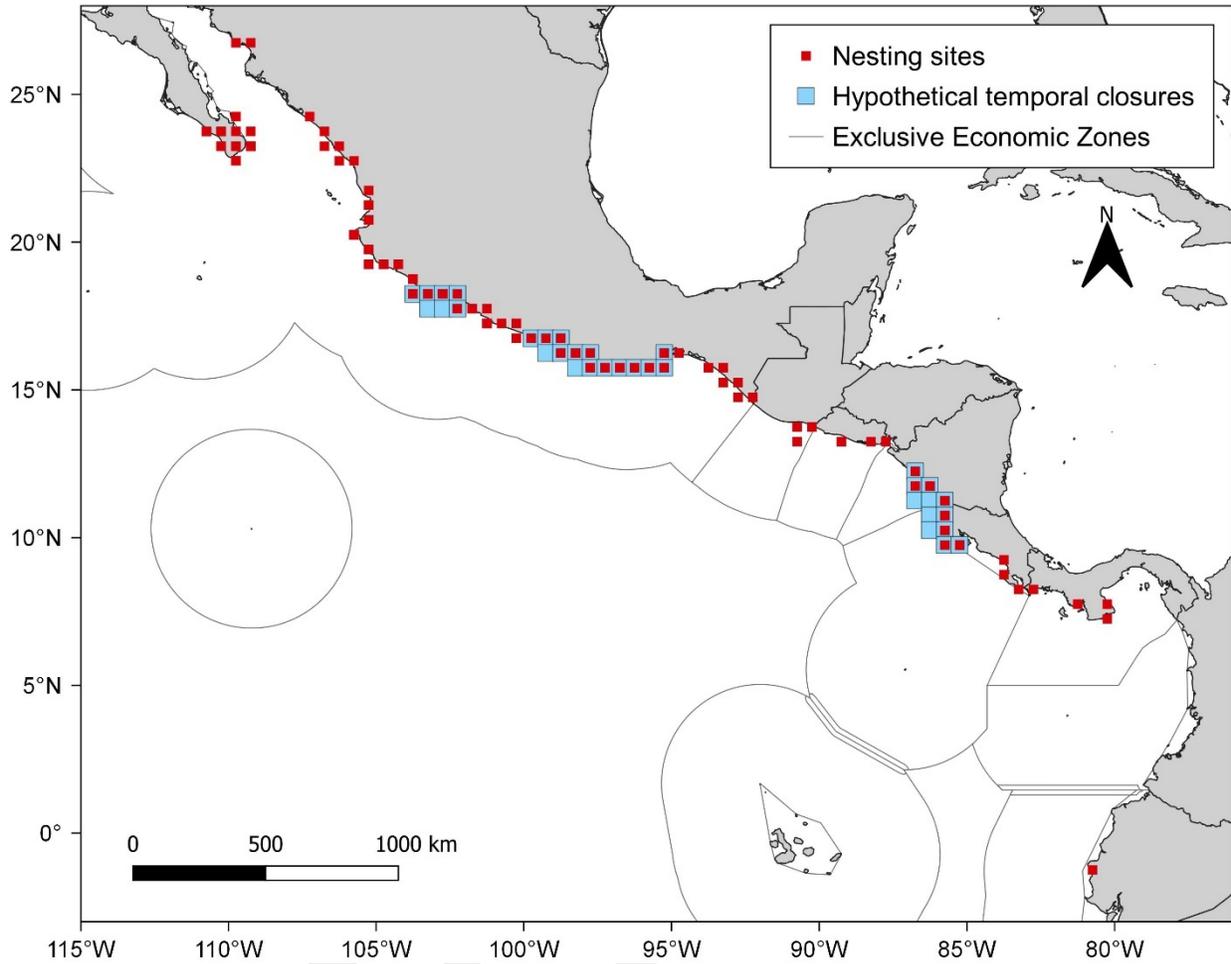


FIGURE 6. Mapa de los sitios de anidamiento (cuadros rojo) de la población de tortuga baula del Pacífico Oriental (Fuente de los datos: La Red de la Conservación de la Tortuga Laúd del Océano Pacífico Oriental ((Laúd OPO Network, 2020), Estado de las Tortugas del Mundo (<http://seamap.env.duke.edu/swot>) e informes Anuales de la CIT (<http://www.iacseaturtle.org/informes.htm>)) y cuadrículas de 0.5° x 0.5° adyacentes a las áreas de reproducción importantes que fueron cerradas a la pesca (azul claro) con varias duraciones en escenarios hipotéticos.

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 la ubicación de cada evento de pesca atribuido a la celda correspondiente de la cuadrícula para indicar pesca.

Fishery	Country	Year	Data resolution	Comments and data source
Industrial fisheries				
Longline (LSTFV)	IATTC Convention Area	2018	Monthly aggregates of number of hooks deployed at 5°x5° resolution.	Unpublished data from logbooks and national observer programs submitted to the IATTC.
Longline (Mexican shark)	Mexico (Pacific Ocean and Gulf of California)	2006–2009; 2006–2013; 2009–2012; 2018	Positional set data downscaled to 5°x5° resolution to enable incorporation with LSTFVs.	Castillo-Geniz <i>et al.</i> (2016)*; Castillo-Geniz <i>et al.</i> (2017)*; Carreón-Zapiain <i>et al.</i> (2018)*; Pacific Large Pelagics Program, INAPESCA*.
	Mexico (Central Pacific coast)	2003–2011	Positional set data downscaled to 5°x5° resolution to enable incorporation with LSTFVs.	Hernández and Valdez Flores (2016)*
Purse-seine (Class 6 - all set types)	IATTC Convention Area	2018	Positional set data downscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Unpublished data collected by the AIDCP observer program and held by the IATTC.
Purse-seine (Class 1–5 - all set types)	IATTC Convention Area	2018	Positional set data downscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Unpublished data collected by TUNACONS observer program and IATTC staff at landing ports (logbooks).
Artisanal fisheries				
Surface-set gillnet	Chile (Northern and Central)	2016	Positional set data downscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Martínez <i>et al.</i> (2017)*
	Guatemala, El Salvador, Nicaragua, Costa Rica, Panama	2018	Positions of access and unloading points allocated to adjacent to 0.5°x0.5° grid cells	Oliveros-Ramos <i>et al.</i> (2019)
	Mexico (Northwestern Gulf of California)	1998–1999	Positions of fishing camps allocated to adjacent to 0.5°x0.5° grid cells	Smith <i>et al.</i> (2009)*
	Mexico (Southwestern Gulf of California)	1998–1999	Positions of fishing camps allocated to adjacent to 0.5°x0.5° grid cells	Bizzarro <i>et al.</i> (2009a)*
	Mexico (Northeastern Gulf of California)	1998–1999	Positions of fishing camps allocated to adjacent to 0.5°x0.5° grid cells	Bizzarro <i>et al.</i> (2009b)*
	Mexico, Panama	2017–2018	Positions of fishing ports allocated to adjacent to 0.5°x0.5° grid cells	Ortiz-Álvarez <i>et al.</i> (2020)
	Nicaragua, Costa Rica, Colombia	2016–2017	Positions of fishing ports allocated to adjacent to 0.5°x0.5° grid cells	Ortiz-Álvarez <i>et al.</i> (2020)
	Peru and Chile	2005–2007;	Positional set data downscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Alfaro-Shigueto <i>et al.</i> (2011)*
	Peru	2007	Positional set data downscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Ayala <i>et al.</i> (2008)*
Surface-set longline	Chile (Northern and Central)	2001–2005; 2016	Positional set data downscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Donoso and Dutton (2010); Martínez <i>et al.</i> (2017)*
	Chile (Southern)	2002	Positional set data downscaled to 1°x1° resolution.	Moreno <i>et al.</i> (2006)*
	Chile and Peru	2005–2010	Annual aggregates of number of sets at 1°x1° resolution.	Doherty <i>et al.</i> (2014)*
	Ecuador	2008–2012	Positional set data downscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Martínez-Ortiz <i>et al.</i> (2015)*
	Ecuador, Panama, Costa Rica	2004–2010	Annual aggregates of number of sets at 1°x1° resolution.	Andraka <i>et al.</i> (2013)*
	Guatemala, El Salvador, Nicaragua, Costa Rica, Panama	2018	Positions of access and unloading points allocated to adjacent to 0.5°x0.5° grid cells	Oliveros-Ramos <i>et al.</i> (2019)
	Mexico (Western Sea of Cortez)	1998–1999	Positions of fishing camps allocated to adjacent to 0.5°x0.5° grid cells	Bizzarro <i>et al.</i> (2009a)*
	Mexico (Northeastern Gulf of California)	1998–1999	Positions of fishing camps allocated to adjacent to 0.5°x0.5° grid cells	Bizzarro <i>et al.</i> (2009b)*
	Mexico, Panama	2017–2018	Positions of fishing ports allocated to adjacent to 0.5°x0.5° grid cells	Ortiz-Álvarez <i>et al.</i> (2020)
	Nicaragua, Costa Rica, Colombia	2016–2017	Positions of fishing ports allocated to adjacent to 0.5°x0.5° grid cells	Ortiz-Álvarez <i>et al.</i> (2020)
Peru	2004–2006; 2007	Positional set data downscaled to 0.5°x0.5° resolution.	Ayala <i>et al.</i> (2008)*; Alfaro-Shigueto <i>et al.</i> (2011)*	
Egg collection	Costa Rica	1995–2006	Nest positions allocated to adjacent to 0.5°x0.5° grid cells	La Red de la Conservación de la Tortuga Laúd del Océano Pacífico Oriental; Troëng <i>et al.</i> (2007)*
	Mexico	1982–2004	Nest positions allocated to adjacent to 0.5°x0.5° grid cells	La Red de la Conservación de la Tortuga Laúd del Océano Pacífico Oriental; Sarti Martínez <i>et al.</i> (2007)*

TABLA 3. Parámetros biológicos y sus fuentes utilizados en el modelo *EASI-Fish* para la población de tortuga baula del Pacífico Oriental.

	t_{\max} (yrs)	L_{inf} (yr^{-1})	K (yr^{-1})	Length- weight a	Length- weight b	L_{50} (cm)	M (yr^{-1})
Parameter value(s)	48	147.6	0.286	0.0214	2.86	129.7	0.295–0.937
Data source	Jones et al. (2011)	Zug and Parham (1996)	Zug and Parham (1996)	Jones et al. (2011)	Jones et al. (2011)	Avens et al. (2020)	Santidrián Tomillo et al. (2017); Laúd OPO Network (2020)

DRAFT

TABLA 4. Justificaciones y supuestos para el uso de los valores de los parámetros (ver Tabla 2) en el escenario *statu quo* describiendo la susceptibilidad de captura de la tortuga baula (*Dermochelys coriacea*) en las nueve pesquerías incluidas en la evaluación *EASI-Fish* para la población del Pacífico Oriental en 2018.

Fishery	Resolution of grid cells for (G_x)	Fishing season duration (D_x)	Seasonal availability (A_{xj})	Encounterability (E_{xj})	Contact selectivity (C_{xj})	Post-release mortality (PCM) (P_{xj})
Longline (LSTFV and Mexican shark)	5°x5°	Fishery open year-round	Species available year-round	Deep sets assumed to fish 0-300 m. Species primarily inhabits 0-58 m (Shillinger <i>et al.</i> 2011)	In absence of selectivity ogive for EPO longline fleet, US observer length-frequency data from the Pacific Ocean used to assume knife-edge selectivity from 40 cm (Swimmer <i>et al.</i> 2017).	Leatherback turtle post-release mortality estimates available for the US longline fleet in the Pacific Ocean (Swimmer <i>et al.</i> 2006). Mean mortality assumed was 40%, but allowed to vary within a triangular distribution between 20–60%. Assumed these estimates were valid for the entire EPO longline fleet.
Purse-seine Class 6 (DEL)	0.5°x0.5°	72-d closure	Species available year-round	DEL sets assumed to fish 0-200 m. Species primarily inhabits 0-58 m (Shillinger <i>et al.</i> 2011).	In absence of selectivity ogive for Class 6 purse-seine vessels in the EPO, assumed knife-edge selectivity from 30 cm, being the smallest leatherback turtle recorded by observers to be captured by Class 6 vessels in the EPO (Unpublished IATTC observer data).	There is currently no estimate for the post-release mortality estimates for leatherback turtles caught in purse-seine dolphin sets. However, given short set/retrieval time (<1 hr), the IATTC Resolution C-19-04 mandate of use of best handling and release practices, and 100% observer coverage on Class 6 vessels, there is strong evidence for very high survival rate. Therefore, PCM assumed to be 1%, but allowed to vary within a triangular distribution between 0.1–5%.
Purse-seine Class 6 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Species available year-round	NOA sets assumed to fish 0-200 m. Species primarily inhabits 0-58 m (Shillinger <i>et al.</i> 2011).	In absence of selectivity ogive for Class 6 purse-seine vessels in the EPO, assumed knife-edge selectivity from 30 cm, being the smallest leatherback turtle recorded by observers to be captured by Class 6 vessels in the EPO (Unpublished IATTC observer data).	There is currently no estimate for the post-release mortality estimates for leatherback turtles caught in purse-seine unassociated sets. However, given short set/retrieval time (<1 hr), the IATTC Resolution C-19-04 mandate of use of best handling and release practices, and 100% observer coverage on Class 6 vessels, there is strong evidence for very high survival rate. Therefore, PCM assumed to be 1%, but allowed to vary within a triangular distribution between 0.1–5%.
Purse-seine Class 6 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Species available year-round	OBJ sets assumed to fish 0-200 m. Species primarily inhabits 0-58 m (Shillinger <i>et al.</i> 2011).	In absence of selectivity ogive for Class 6 purse-seine vessels in the EPO, assumed knife-edge selectivity from 30 cm, being the smallest leatherback turtle recorded by observers to be captured by Class 6 vessels in the EPO (Unpublished IATTC observer data).	There is currently no estimate for the post-release mortality estimates for leatherback turtles caught in purse-seine floating object sets. However, given short set/retrieval time (<1 hr), the IATTC Resolution C-19-04 mandate of use of best handling and release practices, and 100% observer coverage on Class 6 vessels, there is strong evidence for very high survival rate. Therefore, PCM assumed to be 1%, but allowed to vary within a triangular distribution between 0.1–5%.
Purse-seine Classes 1–5 (NOA)	0.5°x0.5°	72-d closure	Species available year-round	NOA sets assumed to fish 0-200 m. Species primarily inhabits 0-58 m (Shillinger <i>et al.</i> 2011).	In absence of selectivity ogive for Classes 1–6 purse-seine vessels in the EPO, assumed knife-edge selectivity from 30 cm as per Class 6 vessels in the EPO.	There is an absence of detailed operational and catch information from Class 1–5 purse-seine vessels in the EPO due to a lack of onboard observers. Although these vessels use smaller nets than Class 6 vessels, it was assumed PCM of leatherback turtles was the same as for Class 6 vessels conducting unassociated sets.
Purse-seine Classes 1–5 (OBJ)	0.5°x0.5°	72-d closure	Species available year-round	OBJ sets assumed to fish 0-200 m. Species primarily inhabits 0-58 m (Shillinger <i>et al.</i> 2011).	In absence of selectivity ogive for Classes 1–6 purse-seine vessels in the EPO, assumed knife-edge selectivity from 30 cm as per Class 6 vessels in the EPO.	There is an absence of detailed operational and catch information from Class 1–5 purse-seine vessels in the EPO due to a lack of onboard observers. Although these vessels use smaller nets than Class 6 vessels, it was assumed PCM of leatherback turtles was the same as for Class 6 vessels conducting sets on floating objects.
Artisanal gillnet	0.5°x0.5°	Fishery open year-round	Species available year-round	Gillnets assumed to fish 0–42 fathoms (0–82 m) (Martínez <i>et al.</i> 2017).	In absence of selectivity ogive for EPO artisanal gillnet fleets assumed knife-edge selectivity from 40 cm (Swimmer <i>et al.</i> 2017).	There is little available catch information from artisanal gillnet vessels in the EPO due to a lack of onboard observers. Catch rates of leatherback turtles are similar to the artisanal longline

				Species primarily inhabits 0-58 m (Shillinger <i>et al.</i> 2011)		fleets in the EPO. Therefore it was assumed PCM would be slightly higher than longlines, being 50%, but allowed to vary within a triangular distribution between 20–60%.
Artisanal longline	1°x1°	Fishery open year-round	Species available year-round	Surface sets assumed to fish 0-50 m (see Andraka <i>et al.</i> 2013). Species primarily inhabits 0-58 m (Shillinger <i>et al.</i> 2011)	In absence of selectivity ogive for EPO artisanal longline fleets, the same assumption made as for the US longline fleet in the Pacific Ocean where length at first capture is 40 cm (Swimmer <i>et al.</i> 2017).	There is little available catch information from artisanal gillnet vessels in the EPO due to a lack of onboard observers. Although these vessels use shorter mainlines and deployer fewer hooks per set than LSTFVs, they fish in more coastal areas where leatherback turtles are more abundant. Therefore it was assumed PCM would be slightly higher than for LSTFVs, being 25%, but allowed to vary within a triangular distribution between 10–40%.
Egg collection	0.5°x0.5°	Fishery operates only during nesting season (Oct–Mar)	Nesting on EPO beaches occurs during Oct–Mar.	Precautionarily assumed 4% of all nests encountered (Santidrián Tomillo <i>et al.</i> 2008)	In absence of extraction efficiency of leatherback turtle eggs from nests, assumed all size classes smaller than the average size of a hatchling (5 cm) (Santidrián Tomillo <i>et al.</i> 2017) are extracted.	Assumed all eggs are consumed and that no eggs are hatched and hatchlings released back into the wild.

DRAFT

TABLA 5. Valores promedio estimados para el índice de mortalidad por pesca (\bar{F}_{2018}), biomasa reproductiva del stock por recluta (BSR_{2018}) y los puntos de referencia biológica ($F_{80\%}$ and $BSR_{80\%}$) para la población de tortuga baula del Pacífico Oriental en el 2018 bajo medidas de conservación y manejo 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 de Escenario	Escenario	F_{2018}	BSR_{2018}	$F_{80\%}$	$BSR_{80\%}$	$F_{2018}/F_{80\%}$	$BSR_{2018}/BSR_{80\%}$
2018 Statu quo							
72 d PS EPO closure; reduce PCM in all fleets; $L_c=40$ cm	S1	0.199	0.517	0.080	0.703	2.482	0.736
72 d PS EPO closure; reduce PCM in all fleets; $L_c=40$ cm	S2	0.045	0.848	0.160	0.708	0.279	1.199
72 d PS EPO closure; reduce PCM in all fleets; $L_c=40$ cm	S3	0.090	0.767	0.120	0.708	0.747	1.084
72 d PS EPO closure; reduce PCM in all fleets; $L_c=40$ cm	S4	0.304	0.278	0.060	0.708	5.067	0.392
72 d PS EPO closure; reduce PCM in all fleets; $L_c=40$ cm	S5	0.440	0.111	0.060	0.667	7.340	0.166
Closure of waters adjacent to key nesting sites							
60 d nesting area closure (NAC); using S1 conditions	S6	0.202	0.080	0.080	0.701	2.525	0.690
90 d nesting area closure (NAC); using S1 conditions	S7	0.201	0.080	0.080	0.702	2.516	0.690
120 d nesting area closure (NAC); using S1 conditions	S8	0.201	0.080	0.080	0.702	2.507	0.691
180 d nesting area closure (NAC); using S1 conditions	S9	0.199	0.080	0.080	0.703	2.482	0.736
270 d nesting area closure (NAC); using S1 conditions	S10	0.196	0.080	0.080	0.704	2.456	0.737
Reduction in PCM due to use of circle hooks (CIRC) for longlines							
S1 conditions; reduce PCM for industrial longline fleet	S11	0.134	0.670	0.100	0.704	1.338	0.952
S1 conditions; reduce PCM for all longline fleets	S12	0.134	0.670	0.100	0.704	1.338	0.952
Use of best handling and release practices (BHRP)							
S1 conditions; reduce PCM for all industrial fleets	S13	0.133	0.670	0.100	0.704	1.334	0.952
S1 conditions; reduce PCM for all fleets	S14	0.119	0.715	0.100	0.715	1.185	1.000
Use of circle hooks + best handling and release practices							
S1 conditions; reduce PCM for industrial longline fleet	S15	0.100	0.728	0.120	0.698	0.837	1.043
S1 conditions; reduce PCM for all longline fleets	S16	0.100	0.728	0.120	0.698	0.837	1.043
S1 conditions; reduce PCM for all fleets	S17	0.086	0.770	0.120	0.711	0.715	1.082
EPO-wide closure of purse seine fisheries only							
60 d EPO closure; S1 conditions	S18	0.205	0.481	0.080	0.700	2.568	0.687
90 d EPO closure; S1 conditions	S19	0.205	0.481	0.080	0.700	2.567	0.687
120 d EPO closure; S1 conditions	S20	0.205	0.481	0.080	0.700	2.567	0.687
180 d EPO closure; S1 conditions	S21	0.205	0.481	0.080	0.700	2.566	0.687
270 d EPO closure; S1 conditions	S22	0.205	0.481	0.080	0.700	2.564	0.687
EPO-wide closure of purse seine and industrial longline fisheries							
60 d EPO closure; S1 conditions	S23	0.181	0.533	0.080	0.713	2.260	0.748
90 d EPO closure; S1 conditions	S24	0.169	0.575	0.080	0.719	2.109	0.799
120 d EPO closure; S1 conditions	S25	0.157	0.618	0.100	0.688	1.568	0.898
180 d EPO closure; S1 conditions	S26	0.134	0.670	0.100	0.704	1.336	0.952
270 d EPO closure; S1 conditions	S27	0.100	0.729	0.120	0.698	0.835	1.043
Combination strategies - NAC + CIRC							
60 d NAC + CIRC in longline fleets (Scenarios S6+S16)	S28	0.131	0.672	0.100	0.706	1.306	0.952
90 d NAC + CIRC in longline fleets (S7+S16)	S29	0.130	0.673	0.100	0.706	1.300	0.953
120 d NAC + CIRC in longline fleets (S8+S16)	S30	0.129	0.673	0.100	0.707	1.294	0.953
180 d NAC + CIRC in longline fleets (S9+S16)	S31	0.128	0.675	0.100	0.708	1.275	0.953
Combination strategies - NAC + BHRP							
60 d NAC + BHRP all fleets (S6+S14)	S32	0.083	0.771	0.120	0.714	0.696	1.081
90 d NAC + BHRP all fleets (S7+S14)	S33	0.083	0.772	0.120	0.714	0.692	1.081
120 d NAC + BHRP all fleets (S8+S14)	S34	0.083	0.772	0.120	0.714	0.688	1.080
180 d NAC + BHRP all fleets (S9+S14)	S35	0.081	0.773	0.120	0.716	0.676	1.080
Combination strategies - NAC + BHRP + CIRC							
60 d NAC + BHRP all fleets + CIRC in longline fleets (S6+S14+S16)	S36	0.068	0.810	0.140	0.703	0.484	1.152
90 d NAC + BHRP all fleets + CIRC in longline fleets (S7+S14+S16)	S37	0.067	0.811	0.140	0.704	0.480	1.152
120 d NAC + BHRP all fleets + CIRC in longline fleets (S8+S14+S16)	S38	0.067	0.811	0.140	0.704	0.477	1.151
180 d NAC + BHRP all fleets + CIRC in longline fleets (S9+S14+S16)	S39	0.065	0.812	0.140	0.706	0.467	1.150