

COMISION INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL
GRUPO DE TRABAJO SOBRE CAPTURA INCIDENTAL

11^A REUNIÓN

(por videoconferencia)
10-11 de mayo de 2022

DOCUMENTO BYC-11-04

REDUCCIÓN DE LA CAPTURA INCIDENTAL DE TIBURONES EN LAS PESQUERÍAS
ATUNERAS: OPCIONES DE ORDENACIÓN ESPACIOTEMPORAL ADAPTATIVA PARA
EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL

Guillermo Ortuño-Crespo¹, Shane Griffiths², Hilario Murua³, Henrik Österblom¹, Jon Lopez²

¹ Stockholm Resilience Centre, Sweden

² Inter-American Tropical Tuna Commission

³ International Seafood Sustainability Foundation, USA

CONTENIDOS

Resumen	1
1. Introducción.....	2
2. Métodos.....	4
3. Resultados	6
4. Discusión.....	8
5. Conclusiones, Advertencias y Trabajo Futuro	11
Referencias.....	12

RESUMEN

La pesca de atunes tropicales con red de cerco en el Océano Pacífico oriental (OPO) tropical tiene como resultado la captura incidental de varios grupos de especies sensibles, que incluyen los elasmobranquios. La ordenación eficaz de los ecosistemas equilibra la conservación y el uso de los recursos, pero requiere un conocimiento práctico que tenga en cuenta las ventajas y desventajas y las sinergias. Las medidas de ordenación espacial adaptativa y estacional pueden ser eficaces para reducir el impacto de la pesca en las especies no objetivo mientras se preserva, o incluso se aumenta, la captura de especies objetivo. Explorar la posible distribución y el impacto de las vedas de pesquerías en mar abierto, donde las condiciones ambientales sumamente dinámicas impulsan cambios en la distribución de las comunidades biológicas a lo largo del año, requiere la identificación de áreas que son persistentemente de alto riesgo, donde existe una alta probabilidad de encontrar y capturar especies no deseadas de captura incidental en relación con las especies objetivo. Utilizamos datos de observadores de 1995 a 2021 para explorar la persistencia espaciotemporal de áreas de alto riesgo de captura incidental para dos especies de tiburones oceánicos: el tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*) y el tiburón punta blanca oceánico (*Carcharhinus longimanus*), y áreas de baja tasa de captura de atunes, definidas como áreas de alta ineficacia pesquera

(es decir, áreas de mala pesca). Descubrimos que si las áreas de alta ineficacia pesquera se cerraran durante el período de estudio y el esfuerzo se reasignara proporcionalmente para reflejar los patrones históricos de esfuerzo, la captura anual de atún podría haber aumentado entre un 1% y un 11%, mientras que la captura incidental de tiburones sedosos y punta blanca oceánicos podría haber disminuido entre un 10%-19% y un 9%, respectivamente. Antes de la redistribución del esfuerzo de pesca, las reducciones de captura incidental habrían llegado a ser de entre un 21% y un 41% y un 14% para los tiburones sedosos y los tiburones punta blanca oceánicos, respectivamente. Nuestro análisis se basa en evidencias pasadas y demuestra el alto potencial para reducir la captura incidental de elasmobranquios en el OPO, sin comprometer las tasas de captura de las especies de atunes objetivo. También destaca la necesidad de considerar nuevas medidas dinámicas y adaptativas de ordenación para cumplir de modo más eficaz con los objetivos de conservación y sostenibilidad de los recursos explotados en el OPO.

INTRODUCCIÓN

Las poblaciones mundiales de varias especies de rayas y tiburones oceánicos (es decir, elasmobranquios) han ido disminuyendo constantemente durante el último medio siglo, principalmente debido a la pesca, lo que pone a muchas especies en riesgo de la extinción ecológica (Pacoureau *et al.*, 2021; Dulvy *et al.*, 2021). Las poblaciones de elasmobranquios generalmente tienen una baja productividad, como resultado de tasas lentas de crecimiento, gran longevidad y bajo potencial reproductivo. Aunque son objetivos de algunas pesquerías, una gran parte de los tiburones y las rayas se capturan de modo incidental (es decir, “captura incidental”) en pesquerías industriales, semiindustriales, artesanales y recreativas (Murua *et al.*, 2013; Bonfil, 1994). Una de las principales preocupaciones sobre su sostenibilidad a largo plazo es la falta general de medidas eficaces de conservación y ordenación (MCO) establecidas y aplicadas por las autoridades nacionales, regionales e internacionales pertinentes (Camhi *et al.*, 2008; Worm *et al.*, 2013).

Varias cláusulas del Código de Conducta para la Pesca Responsable de la FAO de 1995 y del Acuerdo de las Naciones Unidas sobre Poblaciones de Peces de 1995 estipulan que las Organizaciones Regionales de Ordenación Pesquera (OROP), en particular las responsables de la ordenación de especies con distribuciones transjurisdiccionales, incluidos los atunes, tienen un mandato explícito de reducir los impactos sobre las especies no objetivo o especies pertenecientes al mismo ecosistema que las especies objetivo. Estas disposiciones se reflejan en los mandatos de las cinco OROP atuneras, incluida la Convención de Antigua de la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) en el Océano Pacífico oriental (OPO), pero varían en el grado en el que se han puesto en práctica (Juan-Jordá *et al.*, 2018).

Las OROP pueden implementar una serie de medidas de ordenación para reducir el impacto de sus pesquerías sobre los ecosistemas y el medio ambiente en general. Estas medidas se pueden clasificar en términos generales en dos grupos: medidas de control de entrada (por ejemplo, la cantidad de esfuerzo de pesca, tipo y dimensiones de las artes de pesca y dónde y cómo se permite la pesca) y medidas de control de salida (por ejemplo, cuánto se puede capturar o descargar para cualquier especie dada) (Morison, 2004). Las pesquerías multiespecíficas plantean un desafío único, ya que se deben tomar en consideración ventajas, desventajas y objetivos contrapuestos. Por ejemplo, la modificación de las características de las artes de pesca (por ejemplo, el tipo de anzuelo) para reducir la captura incidental de un grupo de especies en particular involuntariamente puede dar como resultado un aumento de las tasas de captura de otros grupos de especies no objetivo (Ward *et al.*, 2009). Por lo tanto, es importante, aunque difícil, evaluar los impactos de cada medida de ordenación propuesta en todos los grupos taxonómicos, algunos de los cuales a menudo tienen datos limitados. Entre otras, la ordenación espacial es un tipo específico de medida de control de entrada que busca reducir el grado en que las operaciones de pesca se superponen con las características de interés ecológico (por ejemplo, hábitats sensibles, especies no objetivo y zonas de cría). La identificación de áreas de posible interés para la ordenación espacial en mar abierto depende directamente de datos empíricos de alta resolución espacial a lo largo

de períodos extensos (Hilborn *et al.*, 2021), que también se pueden modelar para estimar y predecir la distribución de las especies y la abundancia relativa en el espacio y el tiempo a fin de informar el diseño de medidas de ordenación espacial (Visalli *et al.*, 2020).

La tarea de separar la superposición espacial (dónde) y temporal (cuándo) de múltiples especies objetivo y no objetivo requiere una exploración profunda del riesgo y las ventajas y desventajas entre escenarios y grupos de especies (Hilborn *et al.*, 2021; Pons *et al.*, 2022). Esas medidas de ordenación espacial pueden ser “estáticas”, cuando, por ejemplo, se cierra un área fija a la pesca (en la actualidad es la medida más comúnmente utilizada), o “dinámicas”, cuando el área puede cambiar a lo largo del tiempo y el espacio (Crespo *et al.*, 2020). Aunque Hyrenbach *et al.*, (2000) defendieron la importancia de explorar la ordenación espacial dinámica hace más de 20 años, hasta la fecha hay pocos ejemplos de ordenación espacial dinámica o adaptativa para reducir la captura incidental (Dunn *et al.*, 2019; Welch *et al.*, 2020). Actualmente, y más de 70 años después del establecimiento de la primera OROP atunera (la CIAT), no se han implementado medidas de ordenación espacial para reducir específicamente la captura de especies no objetivo. Sin embargo, se han creado algunas vedas espaciales estáticas para reducir la captura de especies objetivo durante ciertas épocas del año o en etapas particulares del ciclo vital (por ejemplo, el “corralito” en el Área de la Convención de la CIAT) (Dunn *et al.*, 2019) o vedas para el uso de plantados a la deriva (WCPFC, 2021; CICAA, 2021).

Sin embargo, desde finales de la década de 1970, las tasas globales de captura de muchas especies de captura incidental, en particular de tiburones pelágicos, han aumentado en las pesquerías atuneras tanto artesanales como industriales, especialmente las que utilizan artes de palangre o cerco (Pacoureaux *et al.*, 2021; Doherty *et al.*, 2014). Esta tendencia también caracteriza al OPO. Por ejemplo, las tasas de captura incidental de varias especies de tiburones pelágicos aumentaron en la pesquería cerquera industrial en el OPO, principalmente debido a la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes (es decir, “lances sobre delfines”) a lances sobre objetos flotantes (principalmente plantados a la deriva hechos por el hombre) ([SAC-10-INF-K](#)). La identificación de áreas que son posibles candidatas para vedas espaciales en el entorno pelágico altamente dinámico tiene dificultades inherentes, en particular en regiones donde los recursos, la disponibilidad de datos, o las tecnologías de monitoreo son limitados (Hilborn *et al.*, 2021). Por otro lado, la investigación inicial, tanto a nivel global como de región, ha demostrado que es posible identificar áreas de alto riesgo de captura incidental o áreas donde la reducción de la captura incidental se puede minimizar mientras se maximiza simultáneamente la captura objetivo (Hazen *et al.*, 2013; Watson *et al.*, 2009, Román-Verdesoto, 2014; Pons *et al.* 2022).

Por lo tanto, en este estudio, nuestro objetivo fue identificar áreas con tasas relativamente altas de captura incidental de especies vulnerables que coincidan con capturas relativamente bajas de atunes, que definimos como áreas de “pesca altamente ineficaz” y que podrían considerarse como posibles áreas para la aplicación de medidas “dinámicas” de ordenación espacial de mitigación. Basamos nuestro análisis de datos empíricos en la información histórica de cobertura completa a largo plazo recopilada por los observadores científicos de la flota de cerco de atunes tropicales del OPO. Debido a sus ciclos vitales y su importancia ecológica y las preocupaciones actuales sobre su estado de conservación, concentramos nuestros análisis en dos de las especies de tiburones capturadas incidentalmente con mayor frecuencia y potencialmente vulnerables en la pesquería, el tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*) y el tiburón punta blanca oceánico (*C. longimanus*) (Román-Verdesoto y Orozco-Zoller, 2005; Watson *et al.*, 2009, Griffiths *et al.* 2017). Las últimas evaluaciones a nivel mundial realizadas por la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) clasificaron a estas especies como “vulnerables” y “en peligro crítico” de extinción, respectivamente. Aunque estas especies se evaluaron por última vez por la UICN en 2017 (Rigby *et al.*, 2021) y 2018 (Rigby *et al.*, 2019), respectivamente, y se encontró que ambas tenían trayectorias poblacionales decrecientes, la abundancia

de tiburones punta blanca oceánicos ha disminuido de manera mucho más significativa, posiblemente debido a su baja fecundidad y largo período de gestación (Seki *et al.*, 1998; Young & Carlson, 2020).

El objetivo principal de nuestro análisis es proporcionar a los gestores pesqueros opciones fiables de ordenación espacial para la mitigación de la captura incidental de estas dos especies amenazadas de tiburones y que estas opciones estén respaldadas por estimaciones de las ventajas y desventajas potenciales entre las reducciones de la captura incidental y las capturas de especies objetivo, lo que permitiría una implementación práctica de vedas “dinámicas” espaciotemporales de pesquerías.

MÉTODOS

Especies y pesquería del estudio

El tiburón sedoso, que es una de las especies de tiburones capturadas con mayor frecuencia en las pesquerías atuneras a nivel mundial, puede crecer hasta unos 300 cm de longitud total, puede vivir al menos 25 años y produce pocas crías (2 a 14) por año (Rigby *et al.*, 2021). De manera similar, el tiburón punta blanca oceánico también es comúnmente capturado por las pesquerías atuneras y crece hasta unos 400 cm de longitud total, se cree que vive hasta 22 años y también tiene una camada pequeña de 1 a 14 crías por año (Bonfil *et al.* . 2008). Por el contrario, una de las especies de atunes tropicales objetivo, el atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*), crece hasta unos 250 cm, vive unos 8 años y produce varios millones de crías al año a través del desove al voleo (Zudaire *et al.*, 2014; Schaefer & Fuller, 2022).

Las actividades pesqueras de la flota cerquera de atunes tropicales en el OPO reguladas por la CIAT — definida en la Convención de Antigua de 2003 como el área entre 50°N y 50°S, desde 150°O hasta la costa del continente americano— se encuentran principalmente dentro de las latitudes tropicales y subtropicales del Área de la Convención (20°N–20°S) y se caracterizan por tres tipos de lances de pesca, dependiendo de la operación de pesca: i) “lances sobre delfines” (DEL), donde la red se despliega intencionalmente alrededor de una manada de delfines en un intento de capturar los atunes asociados a ellos (es decir, en su mayoría atunes aleta amarilla grandes), ii) “lance sobre objetos flotantes” (OBJ), donde la red se coloca alrededor de un objeto flotante natural (por ejemplo, un tronco) o artificial (plantados) y los atunes y otras especies asociadas están debajo y iii) “lance sobre atunes no asociados” (NOA), donde la red se coloca alrededor de un banco de atunes que nada libremente y que no está asociado a delfines o a un objeto flotante.

Aunque la pesquería de cerco de atunes tropicales del OPO tiene como objetivo los atunes aleta amarilla, barrilete (*Katsuwonus pelamis*) y patudo (*T. obesus*), incidentalmente también captura una gama de especies no objetivo en todos los tipos de lances, incluidos tiburones, rayas, delfines, tortugas marinas y teleósteos (Duffy *et al.* 2019; [SAC-13-10](#)), que generalmente se descartan o se liberan vivos o muertos en el mar.

Datos

Los análisis se realizaron utilizando datos recolectados por observadores a bordo de buques cerqueros grandes en el OPO como parte del programa de observadores del Acuerdo sobre el Programa Internacional para la Conservación de los Delfines (APICD). En la mayoría de los casos, el programa está compuesto por un 50 % de observadores nacionales y un 50 % de observadores de la CIAT, quienes recolectan información operacional y de captura para especies objetivo y no objetivo de casi el 100 % de los lances realizados por buques atuneros cerqueros de clase 6 (>363 t) (CIAT, 2006). Si bien nuestras especies focales de tiburones también se capturan con frecuencia en la pesquería palangrera de la CIAT, la resolución espacial más baja de los datos de observadores de palangre y su dispersión espacial y temporal debida a la baja cobertura por observadores no permitió su inclusión en este análisis (Griffiths *et al.*, 2021). Los protocolos de recolección de datos del programa de APICD se han mantenido bastante

consistentes desde su implementación en 1993. En el contexto de nuestra investigación, el único cambio en los registros sin procesar consistió en una adaptación de los códigos únicos de especie del tiburón sedoso antes de 2006, para dar cuenta de su identificación errónea como tiburones punta negra (*C. limbatus*) (Fuller *et al.* 2022, Watson *et al.* 2009). Para nuestro análisis, agrupamos datos para todas las clases de talla de tiburones sedosos y de punta blanca oceánicos (es decir, pequeño [<90 cm], mediano [$90-150$ cm], grande [>150 cm]), mientras que todos los datos de talla y especie para las tres principales especies de atunes tropicales —atún aleta amarilla, atún patudo y atún barrilete (es decir, pequeño [<2.5 kg], mediano [$2.5-15$ kg], grande [>15 kg])— se agruparon en una sola categoría de “atún”.

La base de datos contenía datos de 560,278 lances, que comprenden los tres tipos de lance, observados en el OPO entre enero de 1995 y diciembre de 2021. Exploramos las diferencias en el alcance de la captura incidental de cada especie de tiburón en los tres tipos principales de lances mediante el cálculo de la captura incidental total y la captura incidental promedio por unidad de esfuerzo (CIPUE, definida en este caso como el número de tiburones por lance). Los lances sobre objetos flotantes (OBJ) tuvieron la captura total y la CIPUE más altas tanto para el tiburón sedoso como para el punta blanca oceánico, y representaron casi el 90 % y el 95 % de la captura total de cerco para el tiburón sedoso y el punta blanca oceánico, respectivamente (Tabla 1). Por consiguiente, el estudio se concentró en los lances OBJ.

Como parte del proceso de exploración de datos, también evaluamos los patrones intraanuales de la captura de atunes y tiburones mediante el cálculo de la variabilidad mensual de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE, para el atún) y CIPUE a lo largo de la serie de tiempo (Figura 1 complementaria). Además, exploramos la variabilidad espacial de la captura/captura incidental de atunes y tiburones por unidad de esfuerzo y su estabilidad a lo largo del tiempo para evaluar si había amplias ventanas espaciales o temporales de mayor riesgo de captura incidental u oportunidad de aumentar la CPUE de atunes.

Agrupación de datos

El principal objetivo del análisis fue identificar áreas de riesgo persistente de CIPUE para tiburones y baja CPUE para atunes en el espacio y el tiempo. Estandarizamos las unidades espaciales y temporales en la base de datos para permitir comparaciones entre escenarios. Los lances OBJ se agruparon espacialmente en celdas de $1^{\circ} \times 1^{\circ}$ en toda el área de operación de la pesquería y temporalmente en meses, lo que tuvo como resultado 98,622 celdas discretas con lances OBJ en todos los meses y años. La captura de atunes (combinada para las tres especies de atunes tropicales) y las estimaciones de captura incidental de tiburones para ambas especies de interés también se agruparon con una resolución de $1^{\circ} \times 1^{\circ}$ y por mes. Consideramos que esta es la resolución espacial y temporal más apropiada para explorar patrones de ineficacia pesquera a escala fina que también podrían considerarse para las opciones de ordenación espacial.

Optimización espaciotemporal

Se realizó una serie de cálculos secuenciales para identificar áreas donde las dos condiciones siguientes se cumplieron de manera simultánea y persistieran a lo largo de los años en cada mes determinado, con el fin de identificar celdas con baja CPUE de atunes objetivo y alta CIPUE de tiburones: (i) determinar si las tasas de captura de tiburones son superiores al promedio histórico mensual y (ii) determinar si las tasas de captura de atunes eran inferiores al promedio histórico mensual (Figura 1). La persistencia espaciotemporal de celdas de mayor riesgo (PH) con baja CPUE de atunes y alta CIPUE de tiburones se calculó evaluando la frecuencia con la que una celda se clasificó como ineficaz durante cada serie mensual histórica (Figura 1).

Primero, se calcularon la CIPUE (Ecuación 1, Figura 1) y la CPUE (Ecuación 2, Figura 1) dentro de cada celda para cada uno de los 312 meses de la serie de tiempo. En segundo lugar, se identificaron las celdas mensuales en las que la CIPUE era superior al promedio mensual histórico (Ecuación 3, Figura 1) y en las

que la CPUE de atunes fue inferior al promedio mensual histórico (Ecuación 4, Figura 1). Por ejemplo, comparamos el valor de CIPUE/CPUE de una celda en el mes de enero de un año con el valor promedio de enero de esa celda considerando todos los años de la serie de tiempo. En tercer lugar, se cruzaron estas ubicaciones en el espacio y el tiempo para identificar las celdas en las que se cumplían ambas condiciones, y se clasificaron así las celdas mensuales de alta captura incidental y bajas tasas de captura como ‘puntos críticos’ de alta ineficacia pesquera; una situación donde todos pierden (Ecuación 5, Figura 1). En cuarto lugar, se exploró la persistencia temporal de áreas mensuales de ineficacia pesquera para identificar posibles puntos críticos mensuales que permanecen entre años (Ecuación 6). Esto consistió en una suma de las veces que una celda mensual específica se clasificó como de baja eficacia a lo largo de los años (Figura 3 y Figura 4 complementarias). También se probaron diferentes valores de umbral (por ejemplo, la cantidad de veces que una celda se identificó como ineficaz en el mes de enero) por encima de los cuales una celda se consideraría persistentemente ineficaz para la pesca con red de cerco sobre OBJ (Figura 3 y Figura 4 complementarias).

Finalmente, se llevó a cabo un proceso doble, que consistió en i) calcular el número total de tiburones y toneladas de atún que no se habrían capturado si se hubieran cerrado los puntos críticos de pesca persistentemente ineficaces para cada uno de los meses de la serie de tiempo y ii) recalcular la captura y la captura incidental sobre la base de una redistribución uniforme de los lances OBJ en las celdas de pesca restantes en cada mes sobre la base de patrones históricos.

Con base en los resultados de persistencia interanual de áreas de alta ineficacia, pusimos a prueba dos umbrales de persistencia (es decir, la cantidad de veces que una celda se identificó como una ubicación de alta ineficacia para un mes determinado) para tiburones sedosos (2 y 3 meses) y uno para tiburones punta blanca oceánicos (2 meses). Cada umbral produjo diferentes tamaños de las áreas de alta ineficacia, así como un nivel diferente de actividad pesquera que ocurrió dentro de ellas (Tabla 1 complementaria, Figuras 5–7 complementarias).

Mientras que Watson *et al.* (2009) identificaron áreas candidatas a la veda como áreas “con regiones coincidentes de alta captura incidental en todos los años” (1994–2005), nuestro uso de diferentes umbrales temporales nos permitió identificar áreas de persistencia mensual relativamente alta de captura incidental alta y captura objetivo baja a lo largo de la serie de tiempo.

La exploración de datos preliminares mostró cómo la variabilidad estacional en la captura incidental del tiburón sedoso y el tiburón punta blanca oceánico y la CIPUE se mantuvieron bastante estables durante todo el año, con una CIPUE ligeramente más baja para los tiburones sedosos durante los meses de febrero a abril y de marzo a junio para los tiburones punta blanca oceánicos (Figura 1 complementaria). Estos resultados sugieren la ausencia de una ventana temporal clara para una reducción significativa de la captura incidental y justificaron la necesidad de considerar todos los meses en nuestro análisis. La relativa similitud de los rangos de CIPUE del tiburón sedoso y el tiburón punta blanca oceánico a lo largo de los meses (Figura 1 complementaria) sugiere que el uso de promedios mensuales de CIPUE como umbral para identificar áreas de mayor riesgo es apropiado a fin de identificar áreas de alto riesgo comparables a lo largo de la serie de tiempo.

RESULTADOS

La huella espacial de la pesquería OBJ entre 1995 y 2021 osciló entre un total de 865 y 1,863 celdas de 1°x1°, con un promedio de 1,498 celdas por año, o 14.9 millones de km² (esto excluye 2020 y 2021 dado el efecto potencial de la pandemia de COVID-19 sobre la actividad pesquera). Con el tiempo, la huella espacial del esfuerzo se mantuvo estable en alrededor de 1,170 celdas entre 1995 y 2005, pero aumentó la cobertura espacial en aproximadamente un 50% entre 2006 y 2017, a un promedio de 1,757 celdas con lances OBJ. Durante la mayor parte de los años, los lances OBJ tuvieron una distribución bimodal centrada

aproximadamente alrededor de 5°N y 5°S (Figura 2). La distribución espacial de las capturas de atunes y tiburones punta blanca oceánicos y sedosos siguió de cerca la del esfuerzo de pesca, aunque la CIPUE máxima para ambas especies de tiburones se produjo por encima de 5°N, pero se produjo un pico notablemente más pequeño por debajo de 5°S para los tiburones punta blanca oceánicos (Figura 2). También es importante señalar que el bajo esfuerzo de pesca, el bajo tonelaje de captura de atunes y el número relativamente pequeño de tiburones capturados por encima de 15°N hacen que las estimaciones de CPUE y CIPUE en estas latitudes sean menos confiables. Curiosamente, la CPUE de atunes fue más alta en las latitudes 0° y 10°N apartándose de las de máximo esfuerzo de pesca (~5°N).

Las diferencias longitudinales en los patrones de captura de atunes y las dos especies de tiburones sugieren que las bandas longitudinales también podrían ser áreas candidatas a una alta ineficacia pesquera. Los patrones de la CPUE de atunes fueron notablemente estables a lo largo de la sección transversal longitudinal del Área de la Convención de la CIAT (Figura 3). Sin embargo, los patrones de la CIPUE de los tiburones fueron diferentes y se asemejaban a una distribución casi inversa a la del esfuerzo de pesca, ya que las áreas de mayor intensidad de pesca (más al este) tenían tasas más bajas de CIPUE para ambas especies de tiburones, mientras que las CIPUE más altas se encontraban en longitudes más al oeste, donde históricamente se practicaba menos pesca.

Estos resultados exploratorios sugieren que la región al norte de 5°N y al oeste de aproximadamente 110°O podría ser una candidata adecuada para reducir el esfuerzo de pesca o vedas para disminuir la captura incidental del tiburón sedoso, mientras que las amplias áreas de oportunidad para el tiburón punta blanca oceánico podrían ubicarse al oeste de 110° y al norte de 10°N o al sur de 5°S.

Puntos críticos de captura incidental de tiburones

El análisis de optimización espaciotemporal permitió la identificación de áreas del OPO donde coexisten la CPUE histórica de atunes por debajo del promedio y la CIPUE de tiburón sedoso y tiburón punta blanca oceánico por encima del promedio. De las 98,622 celdas mensuales que contenían al menos un lance OBJ, las capturas de tiburón sedoso y tiburón punta blanca oceánico ocurrieron en el 49.0% (n = 48,452) y el 7.7% (n = 7,658) de las celdas, respectivamente. La proporción de celdas mensuales pescadas con tasas de CIPUE superiores al promedio para el tiburón sedoso y el tiburón punta blanca oceánico fue del 24.0% (n= 23,618) y del 7.2% (n= 7,164), respectivamente.

Los resultados de la persistencia de áreas de alta ineficacia mensual variaron según la especie y el mes, aunque la persistencia relativamente baja entre años sugiere que las áreas de alta ineficacia pesquera pueden ser efímeras (Figuras 2-4 complementarias).

Ambos umbrales para el tiburón sedoso dieron como resultado la identificación de una banda longitudinal de alta ineficacia pesquera centrada alrededor de 5°N (Figura 4), mientras que el umbral de dos meses acentuó la presencia de un área de alta ineficacia alrededor de 5°S entre 110° O y 140°O. La mayoría de las áreas de pesca ineficaz para los tiburones punta blanca oceánicos se encontró entre 5°S–10°S y 110°O–130°O, pero también alrededor de 5°N y 100°O–110°O (Figura 5). La persistencia de áreas de alta ineficacia pesquera para el tiburón punta blanca oceánico fue menor que para el tiburón sedoso y no se identificaron celdas de pesca para la veda durante más de 5 meses al año, mientras que se identificaron algunas de las celdas para el tiburón sedoso como altamente ineficaces para hasta 11 meses al año. También vale la pena señalar cómo los umbrales de persistencia (de 2 y 3 meses) se basaron en una persistencia máxima de áreas de alta ineficacia pesquera de 4 meses para los tiburones punta blanca oceánicos y 8 meses para los tiburones sedosos (Figuras 3 y 4 complementarias).

La información de estas áreas se usó para estimar las reducciones en la cantidad de captura de atunes (en toneladas) y la captura incidental de tiburones (en números) que podrían haberse dado de haber ocurrido las vedas mensuales de las celdas persistentes de alta ineficacia entre 1995 y 2021 (PH en la Figura 6). Se

estimó una marcada reducción en la captura de ambas especies de tiburones entre los umbrales si se cerraran las áreas de alta ineficacia. Estas reducciones en la captura incidental promediaron un 41% ($n = 213,992$) y un 21% ($n = 110,418$) para los umbrales de 2 y 3 meses para el tiburón sedoso y del 14% ($n = 5,588$) para el umbral de 2 meses para el tiburón punta blanca oceánico, mientras que se reduce el esfuerzo de pesca en un promedio del 25%, el 11% y el 5%, respectivamente. Antes de la redistribución del esfuerzo de pesca, se predijo que estas vedas darían como resultado una reducción promedio en las capturas de atunes del 20%, el 9% y el 3%, respectivamente (Tabla 1 complementaria; Figura 6).

Después de redistribuir el esfuerzo de pesca dentro de las vedas investigadas, los resultados aún mostraron una disminución neta en la captura incidental de tiburones en todos los escenarios, con una reducción del 28 % al 3 %, y un aumento proyectado de las capturas de atunes en todos los escenarios entre un 1% y un 11 % (Tabla 1 suplementaria, Figura 6).

DISCUSIÓN

Las estrategias de ordenación de las OROP deben lograr un equilibrio entre garantizar que las pesquerías sigan siendo biológica y económicamente sostenibles y, al mismo tiempo, garantizar que la estructura y la función de los ecosistemas de los que forman parte no se vean comprometidas, entre otras cosas, por impulsar las poblaciones de especies no objetivo más allá de los umbrales biológicamente sostenibles, de los que tal vez nunca se recuperen. Alcanzar este importante equilibrio se vuelve cada vez más complejo en las pesquerías multispecíficas que interactúan con especies que tienen ciclos vitales muy diferentes, como los atunes y los elasmobranquios. Como un primer paso hacia la búsqueda de estrategias que puedan brindar resultados mutuamente beneficiosos para los atunes y las especies de captura incidental, este estudio se concentró en dos de las especies de tiburones de captura incidental más comunes y vulnerables en el OPO y proporcionó evidencia convincente de que la pesquería cerquera atunera podría reducir su impacto sobre los tiburones sedosos y de punta blanca oceánicos mediante el establecimiento de medidas espaciotemporales de ordenación adaptativa. Además de la ordenación dinámica aplicada en la pesquería de atún y marlines de la costa este de Australia para cerrar estacionalmente ciertas áreas en función de los umbrales de temperatura de la superficie del mar a fin de evitar la captura incidental de atún aleta azul por pesquerías sin una cuota de captura de atún aleta azul (Hobday y Hartmann, 2006; Hobday *et al.*, 2010; AFMA, 2021), las vedas dinámicas guiadas por nuestro enfoque podrían convertirse en el primer ejemplo de medidas de ordenación espacial utilizadas en una OROP atunera para reducir explícitamente la captura incidental de especies de elasmobranquios no objetivo, simultáneamente manteniendo, o incluso aumentando, la tasas de captura de las especies objetivo de atunes. Es importante destacar que los escenarios de ordenación espacial presentados también abarcan aguas nacionales e internacionales, lo cual es un factor clave para la ordenación adecuada de especies de gran movilidad.

La conservación y ordenación sostenible de las especies objetivo y no objetivo por parte de las OROP atuneras depende fundamentalmente de la capacidad de los científicos para caracterizar con precisión la abundancia relativa, la distribución y las tasas máximas de mortalidad por pesca biológicamente sostenibles entre especies que pueden permitir a los gestores desarrollar medidas de ordenación basadas en la ciencia. Las medidas de control de entrada, tales como las vedas de ordenación adaptativa que se presentan aquí, pueden utilizarse como herramientas para guiar a los gestores sobre dónde concentrar de manera óptima los esfuerzos de pesca para alcanzar simultáneamente múltiples objetivos de conservación y ordenación sostenible; sin embargo, estos deberían representar solo un elemento de una estrategia más integral. Es en este contexto que recomendamos el uso de la ordenación espacial adaptativa en la región para reducir la captura incidental de tiburones, al mismo tiempo que enfatizamos la necesidad del desarrollo continuo de planes más amplios de ordenación para taxones objetivo y no objetivo que estimen y controlen la cantidad máxima de mortalidad inducida por la pesca que las diferentes especies pueden soportar. La practicidad de nuestros resultados depende de la premisa de que

la ordenación de los atunes tropicales en la región limitará la mortalidad por pesca a niveles que mantengan biológicamente a la población como lo exigen los objetivos de conservación de la CIAT y la resolución C-16-02 sobre reglas de control de extracción de atunes tropicales, a través de paquetes a corto plazo de medidas de conservación (por ejemplo, la resolución C-21-04), así como el establecimiento de estrategias integrales de captura probadas a través de la evaluación de estrategias de ordenación para atunes tropicales, un proceso en curso en el OPO. Esta es una reflexión crítica ya que dirigir las pesquerías (que a menudo están reguladas a través de controles de esfuerzo) a áreas de CPUE superior al promedio, junto con la progresión del esfuerzo y el desarrollo tecnológico de la flota, podría conducir a una explotación excesiva de las especies objetivo. Si bien está más allá del alcance de este estudio, subrayamos la necesidad de una comprensión más profunda del impacto que tiene la mejora de la eficacia pesquera, incluida la tecnología, sobre la mortalidad por pesca y la eficacia de una unidad de esfuerzo de pesca, de la cual se puede derivar una CPUE estandarizada e índices de abundancia (Kleiven *et al.*, 2022) para informar mejor las evaluaciones de las poblaciones y el asesoramiento de ordenación resultante.

Escenarios de ordenación espacial adaptativa

Es importante destacar que, aunque utilizamos una metodología diferente, nuestros resultados concuerdan con un estudio anterior en la región, que también exploró las oportunidades de ordenación espacial para reducir la captura incidental de una especie de tiburón sin poner en peligro las capturas de atunes. Watson *et al.* (2009) demostraron que la captura incidental de tiburón sedoso pequeño en la pesquería de cerco del OPO podría reducirse hasta en un 33% mediante el establecimiento de vedas estacionales entre 5°N y 15°N, que se pronosticó que tendría como resultado una reducción del 12% en la captura de atunes. Esto es de especial interés para la ordenación porque estudios demográficos han demostrado que el crecimiento de la población de tiburón sedoso depende en gran medida de la supervivencia de los juveniles (Román-Verdesoto 2014). Si bien se mencionó como un área para futuras investigaciones, Watson *et al.* (2009) no realizaron simulaciones sobre la redistribución potencial del esfuerzo, un punto importante para evaluar efectivamente la eficacia de las vedas potenciales que pueden explorarse en múltiples niveles de complejidad (Powers & Aberare, 2009). El presente trabajo no solo identifica áreas que, si se cerraran temporalmente, podrían reducir la captura incidental mensual de tiburones sedosos y punta blanca oceánicos hasta en un 53 % y 20 (en un mes dado) respectivamente cuando el esfuerzo de pesca no se reasigna, sino que también demostró que, incluso después de reasignar el esfuerzo de pesca, todos los escenarios predijeron una disminución neta en la captura incidental mensual de tiburones de hasta un 29 % y un aumento neto en las capturas mensuales de atunes de hasta un 11%.

La distribución de áreas de alta ineficacia pesquera varió entre especies y umbrales de persistencia, pero también mostró similitudes interesantes. En el caso de los tiburones punta blanca oceánicos, la mayoría de las áreas de alta ineficacia se encontraron entre 5°S y 10°S y entre 110°O y 130°O, con algunas ubicaciones adicionales alrededor de 5°N. Las áreas de ineficacia pesquera del tiburón sedoso variaron, pero también destacaron algunas áreas, en todos los umbrales: los umbrales de tres y dos meses coincidieron en la presencia de áreas de alta ineficacia entre 5°N y 10°N (que se asemejan a las encontradas por Watson *et al.*, (2009) y Román-Verdesoto 2014), mientras que el umbral de dos meses también delineó áreas alrededor de 5°S, que se superpone con áreas importantes identificadas para tiburones punta blanca oceánicos. Las áreas centrales de alta ineficacia pesquera para el tiburón sedoso se extendían desde ~90°O–140°O en ambos umbrales (Figura 4). Con base en los resultados de los tres escenarios, es probable que las áreas por encima y por debajo de las bandas latitudinales alrededor de 5°N y 5°S puedan considerarse como áreas que cumplen con estos múltiples objetivos de sostenibilidad.

Nuestros resultados sugieren que la ordenación espacial adaptativa puede servir como una herramienta para reducir la captura incidental de elasmobranchios no objetivo. A pesar de estar dispersos

geográficamente en ocasiones, parece posible evitar estas áreas de veda de manera verificable utilizando las tecnologías disponibles de seguimiento de buques, los datos de observadores o mediante el uso de información y medidas espaciales para complementar el esquema de límites de captura potencial tanto para las especies sensibles de captura incidental como para las especies objetivo.

Condiciones favorables y obstáculos para escalar la ordenación espacial dinámica

La alta cobertura por observadores de la flota de cerco de la CIAT (100% de los buques con una capacidad de carga registrada superior a 363 toneladas métricas, más de 508 m³ de volumen de bodega) y la disponibilidad de datos operacionales de esa pesquería desde principios de la década de 1990 han contribuido a nuestra capacidad para realizar este análisis y ejemplifican uno de los muchos beneficios de recolectar datos de alta calidad en la amplia huella espaciotemporal de la pesquería para varios taxones. La CIAT ha adoptado varias medidas de conservación y ordenación para reducir la mortalidad por captura incidental de tiburones sedosos y tiburones punta blanca oceánicos mediante el establecimiento de políticas de no retención y la aplicación de prácticas de manipulación y liberación segura en las pesquerías cerqueras y otras pesquerías (resolución [C-11-10](#) de la CIAT sobre tiburones punta blanca oceánicos, resolución [C-21-06](#) de la CIAT para tiburón sedoso). Además, una fracción de la pesquería de cerco de la CIAT ha logrado mejoras notables en sus esfuerzos por reducir los impactos no intencionales sobre las especies no objetivo mediante la adopción de una medida voluntaria a fin de aplicar las mejores prácticas para la manipulación y la liberación segura de elasmobranquios (ISSF 2020) y también ha contribuido, junto con el programa de observadores de la CIAT, a la generación de conocimientos sustanciales para sustentar un enfoque ecosistémico para la ordenación pesquera (Gilman *et al.*, 2017). Garantizar que los esfuerzos de sostenibilidad de la pesquería de cerco sean efectivos en un contexto más amplio también requerirá una consideración adecuada de las actividades en las pesquerías palangreras industriales y semiindustriales y en las pesquerías artesanales multiespecíficas y de múltiples artes de pesca, que continúan capturando una amplia gama de especies de elasmobranquios, ya sea de manera incidental o como objetivo (Griffiths *et al.*, 2021; Oliveros-Ramos *et al.* 2020).

A diferencia de la pesquería de cerco, las pesquerías de palangre y artesanales tienen una cobertura de observadores notablemente baja o inexistente (Ewel *et al.*, 2020; Murua *et al.*, 2020), que no solo son insuficientes para representar las actividades generales de estas pesquerías, sino que también dan como resultado una cobertura geográfica e histórica solo parcial de las huellas de las pesquerías, en algunos casos, incluso en áreas con la mayor CPUE de atunes (Griffiths *et al.* 2021). Los estudios futuros, incluidos los datos recolectados de otras pesquerías subrepresentadas (idealmente con una mayor cobertura por observadores y calidad de los datos), podrían investigar el uso y la distribución del hábitat de ambas especies y aclarar aún más las áreas de superposición potencial de múltiples especies.

Entre los desafíos identificados por la CIAT para la ordenación sostenible de los tiburones (Siu y Aires-da-Silva, 2016), la falta de datos fiables de captura de tiburones por especie en las pesquerías de palangre se identificó como uno de los principales obstáculos que impiden la creación de evaluaciones de poblaciones y/o indicadores de condición de poblaciones que resulten adecuados. Los tiburones sedosos se encuentran entre las pocas especies de tiburones para las que se han realizado evaluaciones de la población en el Pacífico entero y se descubrió (en 2016) que estaban en la biomasa para un rendimiento máximo sostenible, o por debajo de ella, aunque sus autores expresaron inquietud por la asociación de los índices de CPUE con las condiciones oceanográficas y sugirieron que es posible que no reflejen directamente las fluctuaciones en el tamaño de la población (Clarke *et al.*, 2018). Este fenómeno también se ha observado en el OPO para los tiburones sedosos, donde se cree que el medio ambiente afecta los índices de abundancia relativa de tiburones sedosos por etapa de vida (Lennert-Cody *et al.* 2018). Además, los datos de captura de tiburones de las pesquerías artesanales costeras todavía son muy escasos para el tiburón sedoso y para la mayoría de las demás especies de elasmobranquios (Doherty *et al.*, 2014). Si bien

hay margen para mejorar la evaluación de las poblaciones de tiburones sedosos en toda la cuenca del Pacífico, simplemente no hay información suficiente para realizar una evaluación integral de las poblaciones de tiburones punta blanca oceánicos. Aquí es importante señalar que a pesar de la prometedora resolución C-11-10 de la CIAT que entró en vigor en 2012 y que prohíbe la retención de tiburones punta blanca oceánicos, lo que podría haber afectado la recolección de datos de la especie, una década después, hay pocas señales que indiquen una recuperación de la población. Esto subraya la necesidad de considerar otras medidas, además de las políticas de no retención, para garantizar que se minimice la mortalidad posliberación, pero también, de manera más general, la adopción de otras medidas para reducir la mortalidad general por captura incidental a través de medidas de prevención y mitigación. Por lo tanto, consideramos que la implementación de vedas de ordenación adaptativa para reducir la captura incidental del tiburón sedoso y el tiburón punta blanca oceánico probablemente sería un paso significativo hacia la reducción de la mortalidad por pesca y la mejora de la sostenibilidad de ambas especies.

Aunque los enfoques dinámicos para la ordenación espacial pelágica propuestos por Hyrenbach *et al.*, (2000) pueden haber sido difíciles de aplicar a principios del siglo, el avance y la integración de las tecnologías modernas de seguimiento de buques permitirían una evaluación precisa del cumplimiento a altas resoluciones espaciales y temporales. Una resolución reciente de la CIAT (C-21-04) solicita a los Miembros y no Miembros Cooperantes (CPC) que presenten datos del sistema de seguimiento de buques (VMS) para todos los buques atuneros comerciales de más de 24 metros a partir de 2023, pero sólo con fines científicos. Si se amplían los objetivos en el uso de datos, esto podría ser un avance prometedor que permitiría a la CIAT y a los CPC monitorear el cumplimiento de sus buques con cualquier medida de ordenación nueva y existente adoptada basada en la ordenación espacial. El mayor uso de las tecnologías de seguimiento de buques también abre la posibilidad de diseñar y hacer cumplir medidas de ordenación en tiempo casi real, tales como las "reglas de movimiento" ("*move-on rules*") o la ordenación dinámica de los océanos (Welch *et al.*, 2020). Esas medidas podrían complementar nuestro trabajo al ayudar a predecir áreas de alta ineficacia pesquera que no son persistentes a lo largo del tiempo. Esto podría hacerse a través de la creación de modelos de hábitat capaces de capturar los patrones de distribución de las especies objetivo y no objetivo en diferentes escenarios ambientales, basándose, por ejemplo, en la obra de Lennert-Cody *et al.* (2018), López *et al.* (2019), Lezama-Ochoa *et al.* (2020) y Lennert-Cody *et al.* (2021), quienes sugirieron que las condiciones ambientales sí afectan la distribución de atunes y elasmobranquios en el OPO y que las tendencias varían según el área y la clase de talla.

CONCLUSIONES, ADVERTENCIAS Y TRABAJO FUTURO

A pesar de que nuestro estudio proporciona un análisis a profundidad de dos especies de tiburones vulnerables y que se encuentran con frecuencia dentro de la pesquería OBJ, reconocemos que esta es solo una de las muchas pesquerías que capturan a estas y otras especies no objetivo dentro del Área de la Convención de la CIAT. En el caso del tiburón sedoso, la captura incidental de la pesquería de cerco se compone principalmente de juveniles, mientras que otras pesquerías, como la de palangre, capturan un espectro más amplio de tallas, incluidos los adultos. Es muy importante tener esto en cuenta en el desarrollo de medidas holísticas de ordenación de la captura incidental, ya que se debe considerar toda la ontogenia de la especie. Por lo tanto, un enfoque holístico de captura incidental que idealmente sería considerado por la CIAT debería abordar varios temas destacados de importancia en todas las pesquerías dentro del área de su convención para mejorar la ordenación pesquera sostenible:

- Aunque nuestro análisis trata de minimizar los costos socioeconómicos para la pesquería mediante la cuantificación de áreas de alta ineficacia pesquera (en lugar de solo áreas de alta captura incidental), nuestro estudio no consideró la forma en que las medidas de ordenación espacial sugeridas podrían influir en los costos y beneficios para flotas o naciones particulares.

Por lo tanto, un análisis adicional podría explorar cómo las diferentes flotas se habrían beneficiado o se habrían afectado por las vedas propuestas.

- Si bien nuestro estudio se enfocó en dos especies de tiburones de moderada a altamente vulnerables que necesitan medidas de reducción de captura incidental, sería importante para el trabajo futuro evaluar los impactos relativos de las vedas propuestas sobre las tasas de captura y captura incidental de otras especies, especialmente después de reasignar el esfuerzo de pesca desplazado.
- La exploración de la ordenación adaptativa para otras especies no objetivo debería realizarse junto con intentos de consolidar todas las áreas de veda sugeridas para dar cuenta de los objetivos multiespecíficos.
- Nuestro estudio supuso una redistribución proporcional del esfuerzo de pesca en todo el rango restante de la pesquería fuera de las vedas propuestas con base en patrones históricos. Aunque tomamos en cuenta la dimensión temporal reasignando el esfuerzo de pesca para cada mes por separado, existen formas alternativas de redistribución del esfuerzo de pesca y estas podrían explorarse (Powers y Abeare, 2009).
- Dado que nuestro análisis no pudo dar cuenta de áreas efímeras de alta ineficacia pesquera (es decir, celdas mensuales que solo se clasificaron como ineficaces únicamente durante un año), es posible que se requiera más investigación guiada por los principios de la ordenación dinámica de los océanos para determinar si se pueden predecir estas áreas usando información ambiental.
- Nuestros resultados son principalmente aplicables a los buques cerqueros de clase 6 (>363 t de capacidad de carga) que operan en la pesquería OBJ. Mejorar la recolección de datos de captura incidental por parte de pesquerías subrepresentadas que operan en las pesquerías de palangre costeras o pelágicas, a las que se atribuyen altas tasas de mortalidad de elasmobranchios, será crucial para la exploración de la ordenación adaptativa de una manera holística.

El trabajo que se lleva a cabo actualmente en la CIAT en este ámbito fortalece el potencial para implementar una estrategia de ordenación espacial multiespecífica y brindar opciones de ordenación espacial para los tiburones sedosos y los tiburones punta blanca oceánicos. Es importante destacar que estas se encuentran en consonancia con los resultados de investigaciones previas que exploraron las ventajas y desventajas espaciotemporales para reducir la captura incidental de tiburones en la región, pero también los ampliaron (Watson *et al.*, 2009; Román-Verdesoto 2014), lo que fortalece aún más la base científica para la implementación de medidas de ordenación espaciotemporal para reducir la captura incidental en la región.

REFERENCIAS

AFMA. 2021. <https://www.afma.gov.au/fisheries-services/sbt-zones>

AND MANAGEMENT PROGRAMME FOR TROPICAL TUNAS.
<https://www.iccat.int/Documents/Recs/compendioidf-e/2021-01-e.pdf>

Bonfil R. 1994. Overview of world elasmobranch fisheries. FAO Fisheries Technical Paper 341.

Camhi, M.D., Pikitch, E.K. and Babcock, E.A. eds., 2008. *Sharks of the open ocean: biology, fisheries and conservation*. Blackwell Science.

Clarke, S., Langley, A., Lennert-Cody, C., Aires-da-Silva, A. and Maunder, M., 2018. Pacific-wide silky shark (*Carcharhinus falciformis*) stock status assessment. *WCPFC Scientific Committee 14th Regular Session. WCPFC-SC14-2018/SA-WP-08*, p.137.

Compagno, L.J.V. and V.H. Niem 1998 Carcharhinidae. Requiem sharks. p. 1312-1360. In K.E. Carpenter and V.H. Niem (eds.) FAO Identification Guide for Fishery Purposes. The Living Marine Resources of the Western Central Pacific. FAO, Rome.

Crespo, G. O., Mossop, J., Dunn, D., Gjerde, K., Hazen, E., Reygondeau, G., Warner, R., Tittensor, D., Halpin, P., 2020. Beyond static spatial management: Scientific and legal considerations for dynamic management in the high seas. *Mar. Policy* 122, 104102. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpol.2020.104102>

Doherty, P.D., Alfaro-Shigueto, J., Hodgson, D.J., Mangel, J.C., Witt, M.J. and Godley, B.J., 2014. Big catch, little sharks: Insight into Peruvian small-scale longline fisheries. *Ecology and evolution*, 4(12), pp.2375-2383.

Dulvy, N.K., Pacoureau, N., Rigby, C.L., Pollom, R.A., Jabado, R.W., Ebert, D.A., Finucci, B., Pollock, C.M., Cheok, J., Derrick, D.H., Herman, K.B., Sherman, C.S., VanderWright, W.J., Lawson, J.M., Walls, R.H.L., Carlson, J.K., Charvet, P., Bineesh, K.K., Fernando, D., Ralph, G.M., Matsushiba, J.H., Hilton-Taylor, C., Fordham, S. V, Simpfendorfer, C.A., 2021. Overfishing drives over one-third of all sharks and rays toward a global extinction crisis. *Curr. Biol.* <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.08.062>

Dunn, D.C., Crespo, G.O. and Caddell, R., 2019. Area-based fisheries management.

Ewell, C., Hocevar, J., Mitchell, E., Snowden, S., Jacquet, J., 2020. An evaluation of Regional Fisheries Management Organization at-sea compliance monitoring and observer programs. *Mar. Policy* 115, 103842. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpol.2020.103842>

Griffiths S, Lennert-Cody C, Wiley B, Fuller L (2021) Update on operational longline observer data required under resolution C-19-08 and a preliminary assessment of data reliability for estimating total catch for bycatch species in the eastern Pacific Ocean (DRAFT). In: IATTC - 10th Meeting of the Working Group on Bycatch. IATTC BYC-10 INF-D, Electronic Meeting, p 25

Griffiths, S., Duffy, L. and Aires-da-Silva, A., 2017, May. A preliminary ecological risk assessment of the large-scale tuna longline fishery in the eastern Pacific Ocean using Productivity-Susceptibility Analysis. In Document SAC-08-07d IATTC Scientific Advisory Committee Eighth Meeting, La Jolla, California, USA.

Griffiths, S.P., Lennert-Cody, C., Wiley, B., Fuller, L., 2021. Update on operational longline observer data required under resolution C-19-08 and a preliminary assessment of data reliability for estimating total catch for bycatch species in the eastern Pacific Ocean. 10th Meeting of the IATTC Working Group on Bycatch, 5 May 2021, La Jolla, California, USA. Document BYC-10 INF-D, 22.

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 I.

Hazen, E.L., Jorgensen, S., Rykaczewski, R.R., Bograd, S.J., Foley, D.G., Jonsen, I.D., Shaffer, S.A., Dunne, J.P., Costa, D.P., Crowder, L.B., others, 2013. Predicted habitat shifts of Pacific top predators in a changing climate. *Nature Climate Change* 3, 234–238.

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. and Kohin, S., 2018. A dynamic ocean management tool to reduce bycatch and support sustainable fisheries. *Science advances*, 4(5), p.eaar3001.

Hilborn, R., Agostini, V.N., Chaloupka, M., Garcia, S.M., Gerber, L.R., Gilman, E., Hanich, Q., Himes-Cornell, A., Hobday, A.J., Itano, D. and Kaiser, M.J., 2022. Area-based management of blue water fisheries: Current knowledge and research needs. *Fish and Fisheries*, 23(2), pp.492-518.

Hobday, A. J., Hartog, J. R., Timmiss, T., & Fielding, J. (2010). Dynamic spatial zoning to manage southern bluefin tuna (*Thunnus maccoyii*) capture in a multi- species longline fishery. *Fisheries Oceanography*, 19, 243– 253. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2419.2010.00540.x>

Hobday, A., & Hartmann, K. (2006). Near real- time spatial manage- ment based on habitat predictions for a longline bycatch spe- cies. *Fisheries Management and Ecology*, 13, 365– 380. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2006.00515.x>

Hyrenbach, K.D., Forney, K.A. and Dayton, P.K., 2000. Marine protected areas and ocean basin management. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 10(6), pp.437-458.

ICCAT. 2021. ICCAT Recomendation 21-04 on ON A MULTI-ANNUAL CONSERVATION

ISSF. J. Murua, G. Moreno, D. Itano, M. Hall, L. Dagorn and V. Restrepo. 2020. ISSF Skippers Workshops Round 9. ISSF Technical Report 2020-01. International Seafood Sustainability Foundation, Washington, D.C., USA

Juan-Jordá, M.J., Murua, H., Arrizabalaga, H., Dulvy, N.K. and Restrepo, V., 2018. Report card on ecosystem-based fisheries management in tuna regional fisheries management organizations. *Fish and Fisheries*, 19(2), pp.321-339.

Kleiven, A.R., Espeland, S.H., Stiansen, S., Ono, K., Zimmermann, F. and Olsen, E.M., 2022. Technological creep masks continued decline in a lobster (*Homarus gammarus*) fishery over a century. *Scientific reports*, 12(1), pp.1-10.

Lennert-Cody C, Aires-Da-Silva A, Maunder M, Altamirano E (2021) Updated stock status indicators for silky sharks in the eastern Pacific Ocean, 1994-2019. In: IATTC - 10th Meeting of the Working Group on Bycatch. IATTC BYC-10 INF-A, Electronic Meeting, p 20

Lennert-Cody, C. E., S. C. Clarke, A. Aires-da-Silva, M. N. Maunder, P. J. S. Franks, M. Román, A. J. Miller and M. Minami (2018). "The importance of environment and life stage on interpretation of silky shark relative abundance indices for the equatorial Pacific Ocean." *Fisheries Oceanography* 0(0).

Lezama-Ochoa, N., Hall, M., Román, M., Vogel, N., 2019. Spatial and temporal distribution of mobulid ray species in the eastern Pacific Ocean ascertained from observer data from the tropical tuna purse-seine fishery. *Environmental biology of fishes* 102, 1–17.

Lezama-Ochoa, N., M. G. Pennino, M. A. Hall, J. Lopez and H. Murua (2020). "Using a Bayesian modelling approach (INLA-SPDE) to predict the occurrence of the Spinetail Devil Ray (*Mobular mobular*)." *Scientific Reports* 10(1): 18822.

Lopez, J., C. E. Lennert-Cody, M. N. Maunder, H. Xu, S. Brodie, M. Jacox and J. Hartog (2019). "DEVELOPING ALTERNATIVE CONSERVATION MEASURES FOR BIGEYE TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN: A DYNAMIC OCEAN MANAGEMENT APPROACH." DOCUMENT SAC-10 INF-D.

Oliveros-Ramos, R., Lennert-Cody, C. E. , Siu, S., Salaverría, S., Maunder M. N., Aires-da-Silva, A, Rodríguez J. C. (2020) PILOT STUDY FOR A SHARK FISHERY SAMPLING PROGRAM IN CENTRAL AMERICA. DOCUMENT SAC-11-13.

Morison, A.K., 2004. Input and output controls in fisheries management: a plea for more consistency in terminology. *Fisheries Management and Ecology* 11, 411–413.

Murua, H., Abascal, F.J., Amande, J., Ariz, J., Bach, P., Chavance, P., Coelho, R., Korta, M., Poisson, F., Santos, M.N., Seret, B., 2013. Provision of scientific advice for the purpose of the implementation of the EUPOA sharks. Final Report. Eur. Comm. Stud. Carr. out Common Fish. Policy (MARE/2010/11 - LOT 2).

- Murua, H., Fiorellato, F., Ruiz, J., Chassot, E., Restrepo, V. 2020. Minimum standards for designing and implementing Electronic Monitoring systems in Indian Ocean tuna fisheries. IOTC–2020–SC23–12[E] rev2
- Oliver, S.P., Hussey, N.E., Turner, J.R., Beckett, A.J., 2011. Oceanic Sharks Clean at Coastal Seamount. Figshare.
- Pacoureau, N., Rigby, C.L., Kyne, P.M., Sherley, R.B., Winker, H., Carlson, J.K., Fordham, S. V., Barreto, R., Fernando, D., Francis, M.P., Jabado, R.W., Herman, K.B., Liu, K.M., Marshall, A.D., Pollom, R.A., Romanov, E. V., Simpfendorfer, C.A., Yin, J.S., Kindsvater, H.K., Dulvy, N.K., 2021. Half a century of global decline in oceanic sharks and rays. *Nature* 589, 567–571. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-03173-9>
- Pons, M., Watson, J.T., Ovando, D., Andraka, S., Brodie, S., Domingo, A., Fitchett, M., Forselledo, R., Hall, M., Hazen, E.L., Jannot, J.E., Herrera, M., Jiménez, S., Kaplan, D.M., Kerwath, S., Lopez, J., McVeigh, J., Pacheco, L., Rendon, L., Richerson, K., Sant’Ana, R., Sharma, R., Smith, J.A., Somers, K., Hilborn, R., 2022. Trade-offs between bycatch and target catches in static versus dynamic fishery closures. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 119, e2114508119.
- Powers, J.E. and Abeare, S.M., 2009. Fishing effort redistribution in response to area closures. *Fisheries Research*, 99(3), pp.216-225.
- Powers, J.E. and Abeare, S.M., 2009. Fishing effort redistribution in response to area closures. *Fisheries Research*, 99(3), pp.216-225.
- Rigby, C.L., Barreto, R., Carlson, J., Fernando, D., Fordham, S., Francis, M.P., Herman, K., Jabado, R.W., Liu, K.M., Marshall, A., Pacoureau, N., Romanov, E., Sherley, R.B. & Winker, H. 2019. *Carcharhinus longimanus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019: e.T39374A2911619. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T39374A2911619.en>. Accessed on 04 April 2022.
- Rigby, C.L., Sherman, C.S., Chin, A. & Simpfendorfer, C. 2021. *Carcharhinus falciformis* (amended version of 2017 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2021: e.T39370A205782570. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T39370A205782570.en>. Accessed on 04 April 2022.
- Román-Verdesoto, M., Orozco-Zoller, M., 2005. Bycatches of sharks in the tuna purse-seine fishery of the eastern Pacific Ocean reported by observers of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1993-2004.
- Román-Verdesoto MH (2014) Potential effects of spatial closures on the demography of silky shark *Carcharhinus falciformis* in the eastern Pacific Ocean. MSc thesis, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), Baja California
- Schaefer, K.M. and Fuller, D.W., 2022. Spatiotemporal variability in the reproductive biology of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean. *Fisheries Research*, 248, p.106225.
- Seki, T., Taniuchi, T., Nakano, H. and Shimizu, M., 1998. Age, growth and reproduction of the oceanic whitetip shark from the Pacific Ocean. *Fisheries Science*, 64(1), pp.14-20.
- Siu, S. and Aires-da-Silva, A. 2016. An inventory of sources of data in Central America on shark fisheries operating in the eastern Pacific Ocean Metadata report. Inter-American Tropical Tuna Commission. Scientific Advisory Committee. Seventh meeting. Technical Report SAC-07-06b(ii). FAO Fisheries and SAC-07-06b(iii) Results of FAO-GEF shark project 2 (Rev) 16 Aquaculture Technical Paper, Rome. 43 pp.
- Visalli, M.E., Best, B.D., Cabral, R.B., Cheung, W.W., Clark, N.A., Garilao, C., Kaschner, K., Kesner-Reyes, K., Lam, V.W., Maxwell, S.M., 2020. Data-driven approach for highlighting priority areas for protection in marine areas beyond national jurisdiction. *Marine Policy* 122, 103927.
- Ward, P., Epe, S., Kreutz, D., Lawrence, E., Robins, C. and Sands, A., 2009. The effects of circle hooks on bycatch and target catches in Australia’s pelagic longline fishery. *Fisheries Research*, 97(3), pp.253-262.

Watson, J.T., Essington, T.E., Lennert-Cody, C.E., Hall, M.A., 2009. Trade-Offs in the Design of Fishery Closures: Management of Silky Shark Bycatch in the Eastern Pacific Ocean Tuna Fishery. *Conservation Biology* 23, 626–635.

WCPFC. 2021. Conservation Measures CMM 2021-01 for bigeye, yellowfin and skipjack tuna in the Western and Central Pacific Ocean. <https://www.wcpfc.int/doc/cmm-2021-01/conservation-and-management-measure-bigeye-yellowfin-and-skipjack-tuna-western-and>

Welch, H., Brodie, S., Jacox, M.G., Bograd, S.J. and Hazen, E.L., 2020. Decision-support tools for dynamic management. *Conservation Biology*, 34(3), pp.589-599.

Worm, B., Davis, B., Ketteimer, L., Ward-Paige, C.A., Chapman, D., Heithaus, M.R., Kessel, S.T., Gruber, S.H., 2013. Global catches, exploitation rates, and rebuilding options for sharks. *Marine Policy* 40, 194-204.

Young, C.N. and Carlson, J.K., 2020. The biology and conservation status of the oceanic whitetip shark (*Carcharhinus longimanus*) and future directions for recovery. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 30(2), pp.293-312.

Zudaire, I., Murua, H., Grande, M., Pernet, F. and Bodin, N., 2014. Accumulation and mobilization of lipids in relation to reproduction of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the Western Indian Ocean. *Fisheries Research*, 160, pp.50-59.

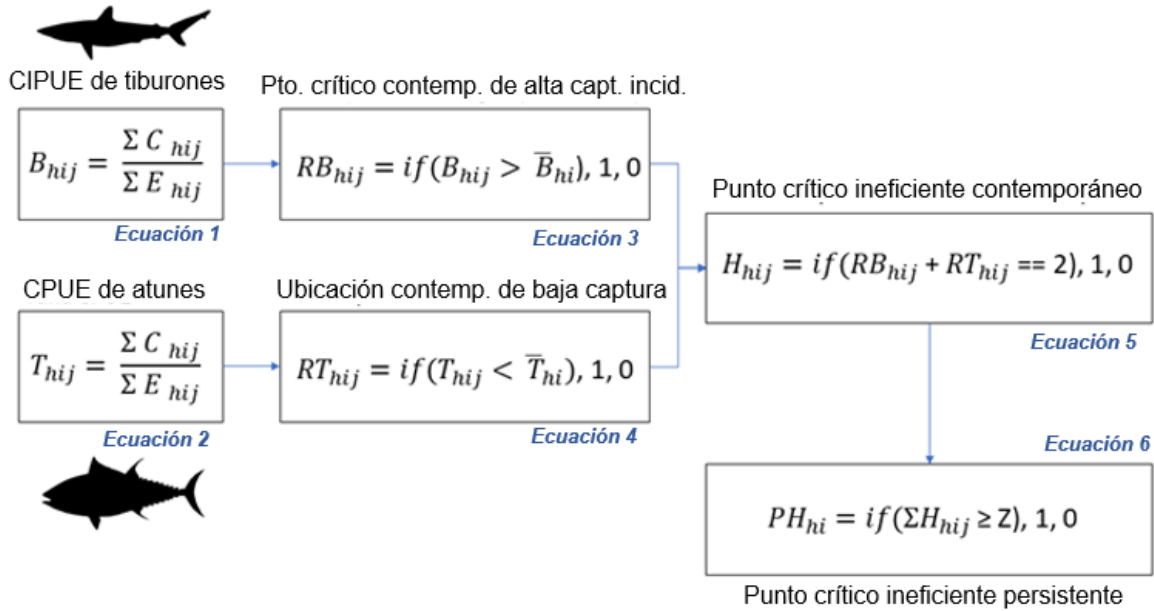


FIGURE 1. Tuna CPUE (C) and shark BPUE (B) rates (Eq. 1 & Eq. 2) were calculated by dividing the total catch (C) of each species group by the total fishing effort (E - number of sets) across every cell (h), month (i) and year (j) combination. Locations with higher than average BPUE (RB) and CPUE (RT) rates (Eq. 3 & Eq. 4) were identified by determining if the rates in a particular cell/month/year location were higher or lower than the monthly historic average for that cell - \bar{B} & \bar{T} - respectively. Contemporaneous monthly locations where low CPUE and high BPUE rates converged (H) were identified by combining the estimates for RB and RT (Eq. 5). Finally, the spatio-temporal persistence of inefficient fishing hotspots (PH) was calculated by assessing the frequency against a given threshold (Z) with which a cell was classified as being inefficient during each historic monthly series.

FIGURA 1. Las tasas de CPUE (C) de atunes y de CIPUE (CI) de tiburones (Ecuación 1 y Ecuación 2) se calcularon dividiendo la captura total (C) de cada grupo de especies por el esfuerzo total de pesca (E - número de lances) en cada combinación de celda (h), mes (i) y año (j). Las ubicaciones con tasas de CIPUE (RB) y CPUE (RT) superiores al promedio (Ecuación 3 y Ecuación 4) se identificaron determinando si las tasas en una ubicación de celda/mes/año en particular eran más altas o más bajas que el promedio histórico mensual para esa celda - \bar{B} & \bar{T} - respectivamente. Se identificaron las ubicaciones mensuales contemporáneas en las que convergían (H) las tasas bajas de CPUE y las tasas altas de CIPUE combinando las estimaciones de RB y RT (Ecuación 5). Finalmente, se calculó la persistencia espaciotemporal de los puntos críticos de pesca ineficaz (PH) evaluando la frecuencia frente a un determinado umbral (Z) con el que una celda se clasificaba como ineficaz durante cada serie mensual histórica.

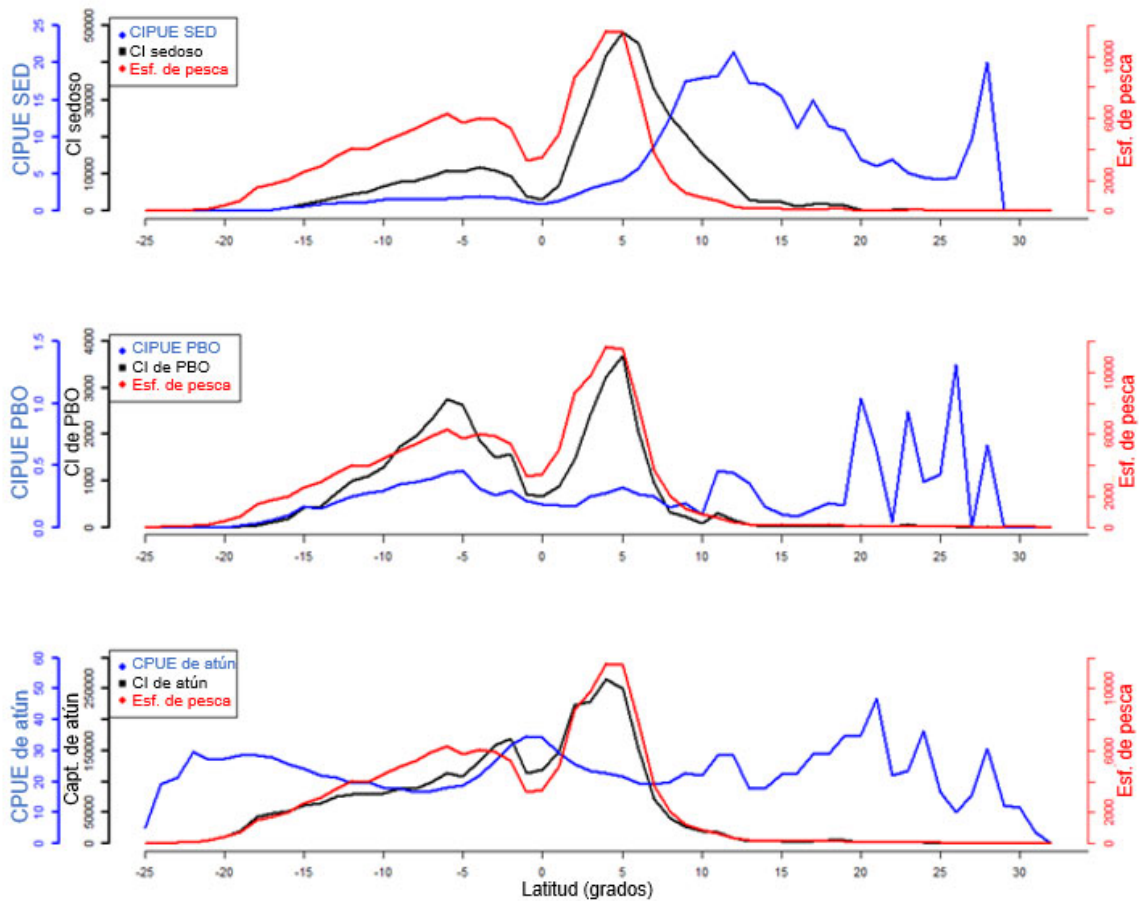


FIGURE 2. Latitudinal distribution of silky shark (top), oceanic whitetip shark (middle) and tuna (bottom) BPUE/CPUE (blue), bycatch/catch (black) and fishing effort (red) throughout the time series 1995–2021.
FIGURA 2. Distribución latitudinal de la CIPUE/CPUE (azul), la captura incidental/captura (negro) y el esfuerzo de pesca (rojo) del tiburón sedoso (arriba), el tiburón punta blanca oceánico (centro) y los atunes (abajo) a lo largo de la serie de tiempo 1995–2021.

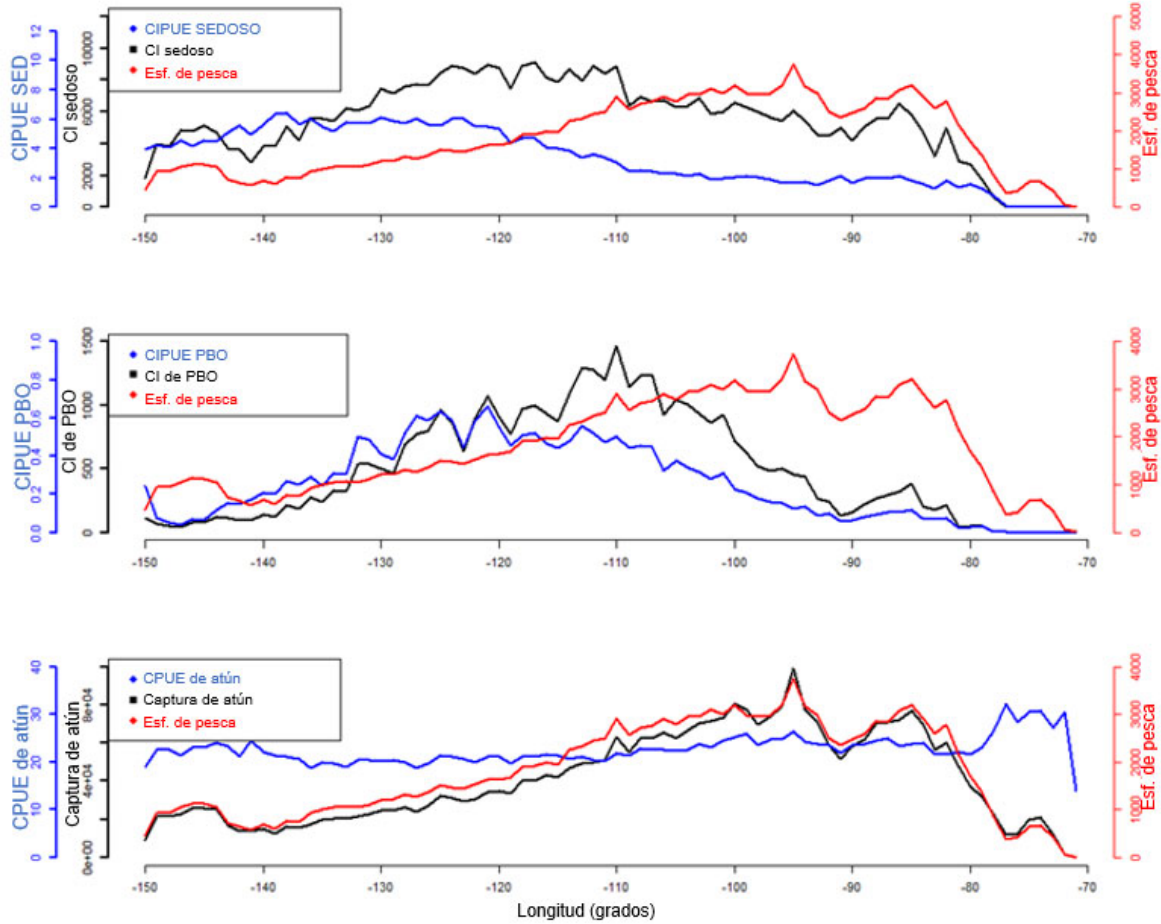


FIGURE 3. Longitudinal distribution of silky shark (top), oceanic whitetip shark (middle) and tuna (bottom) BPUE/CPUE (blue), bycatch/catch (black) and fishing effort (red) throughout the time series 1995–2021.
FIGURA 3. Distribución longitudinal de la CIPUE/CPUE (azul), la captura incidental/captura (negro) y el esfuerzo de pesca (rojo) del tiburón sedoso (arriba), el tiburón punta blanca oceánico (centro) y los atunes (abajo) a lo largo de la serie de tiempo 1995–2021.

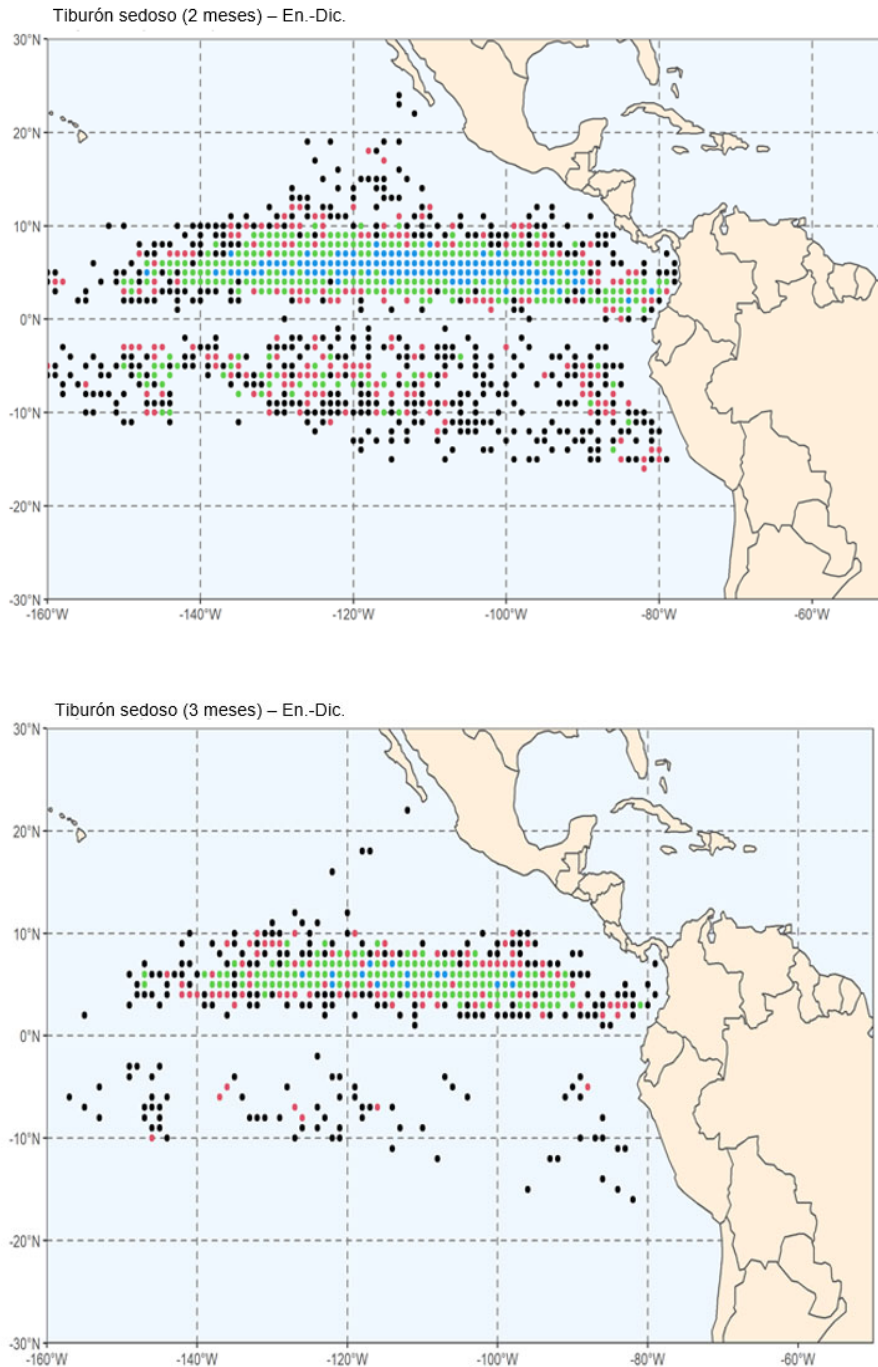


FIGURE 4. Areas of high fishing inefficiency for silky sharks at a two-month threshold (top) and three-month threshold (bottom). The color of the dots reflects the number of months a cell is proposed for closure throughout the year, where black is 1 month, red is 2 months, green is 3-6 months and blue is over 6 months.

FIGURA 4. Áreas de alta ineficacia pesquera para tiburones sedosos en un umbral de dos meses (arriba) y un umbral de tres meses (abajo). El color de los puntos refleja el número de meses que se propone cerrar una celda a lo largo del año, donde el negro es 1 mes, el rojo es 2 meses, el verde es 3-6 meses y el azul es más de 6 meses.

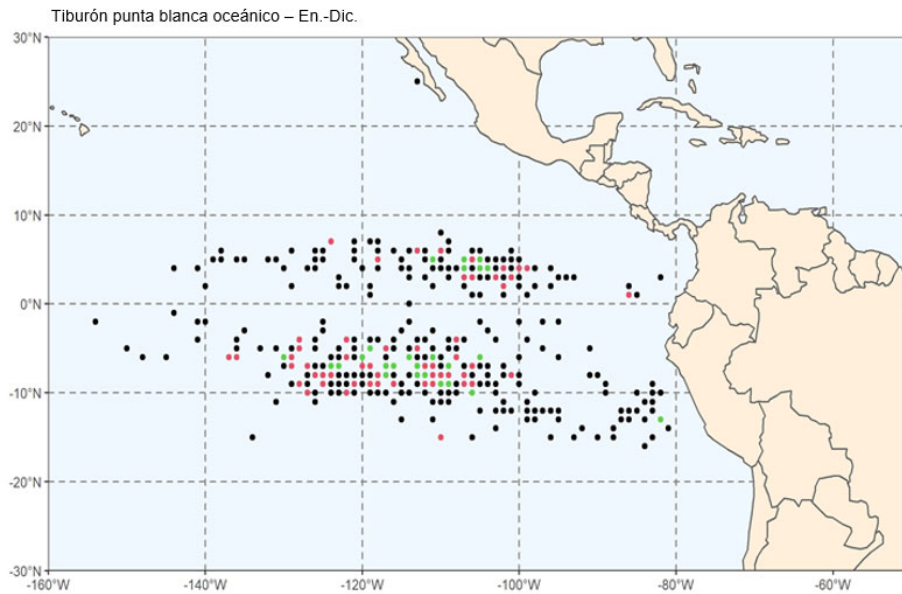


FIGURE 5. Areas of high fishing inefficiency for oceanic whitetip sharks at a two-month threshold. The color of the dots reflects the number of months a cell is proposed for closure throughout the year, where black is 1 month, red is 2 months, green is 3-5 months.

FIGURA 5. Áreas de alta ineficacia pesquera para tiburones punta blanca oceánicos en un umbral de dos meses. El color de los puntos refleja el número de meses que se propone cerrar una celda a lo largo del año, donde el negro es 1 mes, el rojo es 2 meses y el verde es 3-5 meses.

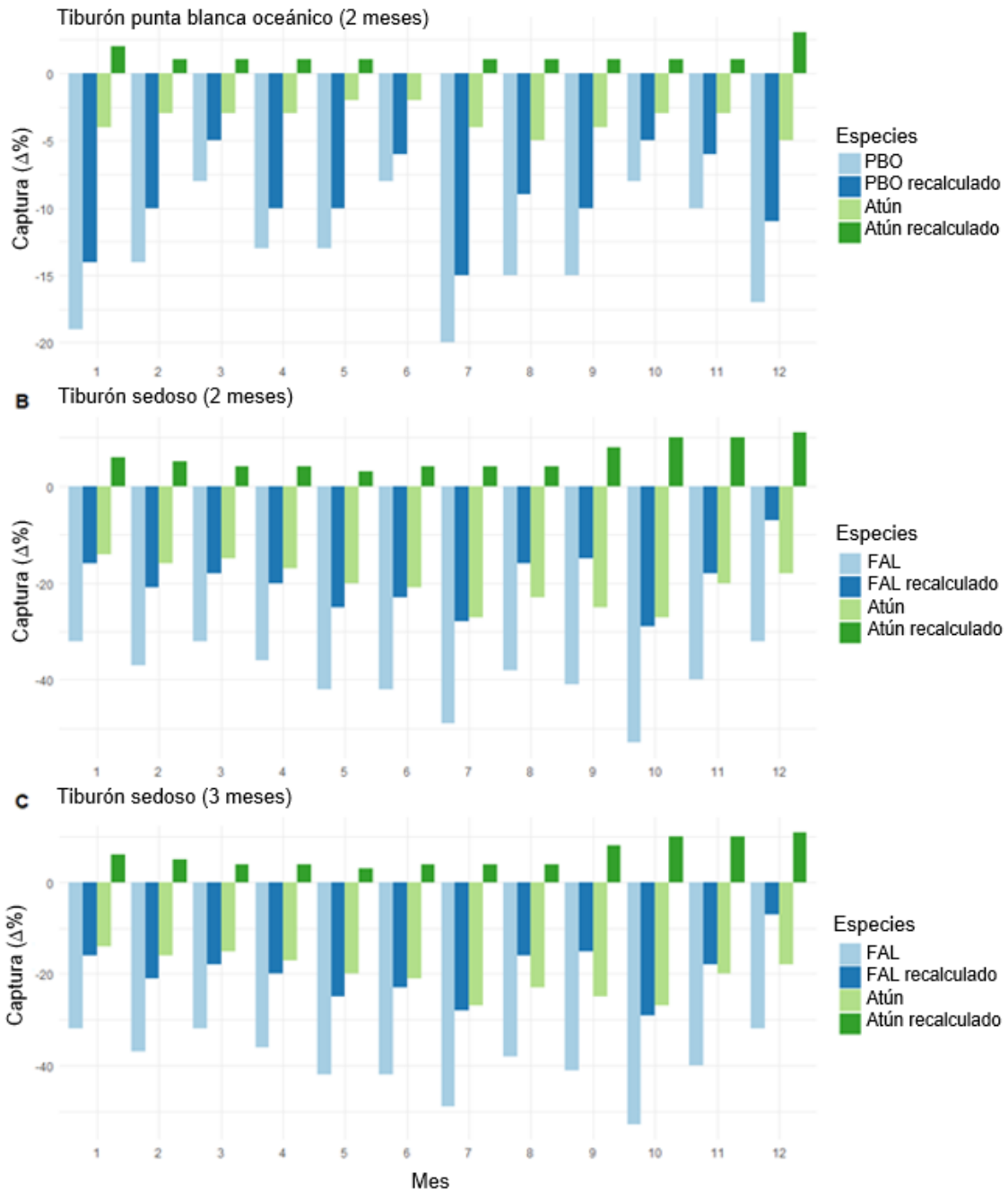


FIGURE 6. Expected reduction in shark bycatch (blue) and tuna catch (green) under two different closure scenarios, without effort redistribution (light) and after redistributing fishing effort and recalculating captures (dark). (A) closure based on a 2-month persistence threshold for oceanic whitetip sharks, (B) closure based on a 2-month persistence threshold for silky sharks, and (C) closure based on a 3-month persistence threshold for silky sharks.

FIGURA 6. Reducción esperada en la captura incidental de tiburones (azul) y la captura de atunes (verde) con dos escenarios de veda, sin redistribución del esfuerzo (claro) y después de redistribuir el esfuerzo de pesca y recalcular las capturas (oscuro). (A) veda basada en un umbral de persistencia de 2 meses para tiburones punta blanca oceánicos, (B) veda basada en un umbral de persistencia de 2 meses para tiburones sedosos, y (C) veda basada en un umbral de persistencia de 3 meses para tiburones sedosos.

TABLE 1. Total bycatch and bycatch per unit effort (BPUE) for silky sharks and oceanic whitetip sharks for three purse-seine set types in the ETP between 1995–2021.

TABLA 1. Captura incidental total y captura incidental por unidad de esfuerzo (CIPUE) para tiburones sedosos y tiburones punta blanca oceánicos para tres tipos de lances cerqueros en el OPO tropical entre 1995 y 2021.

Tipo de lance	Número de lances	Captura incidental de FAL (números)	CIPUE de FAL (números por lance)	Captura incidental de OCS (números)	CIPUE de OCS (números por lance)
Objeto flotante	187,431	526,413	2.81	40,863	0.22
Delfines	222,663	30,240	0.14	912	0.004
No asociado	94,476	29,484	0.31	1,109	0.01

MATERIALES COMPLEMENTARIOS

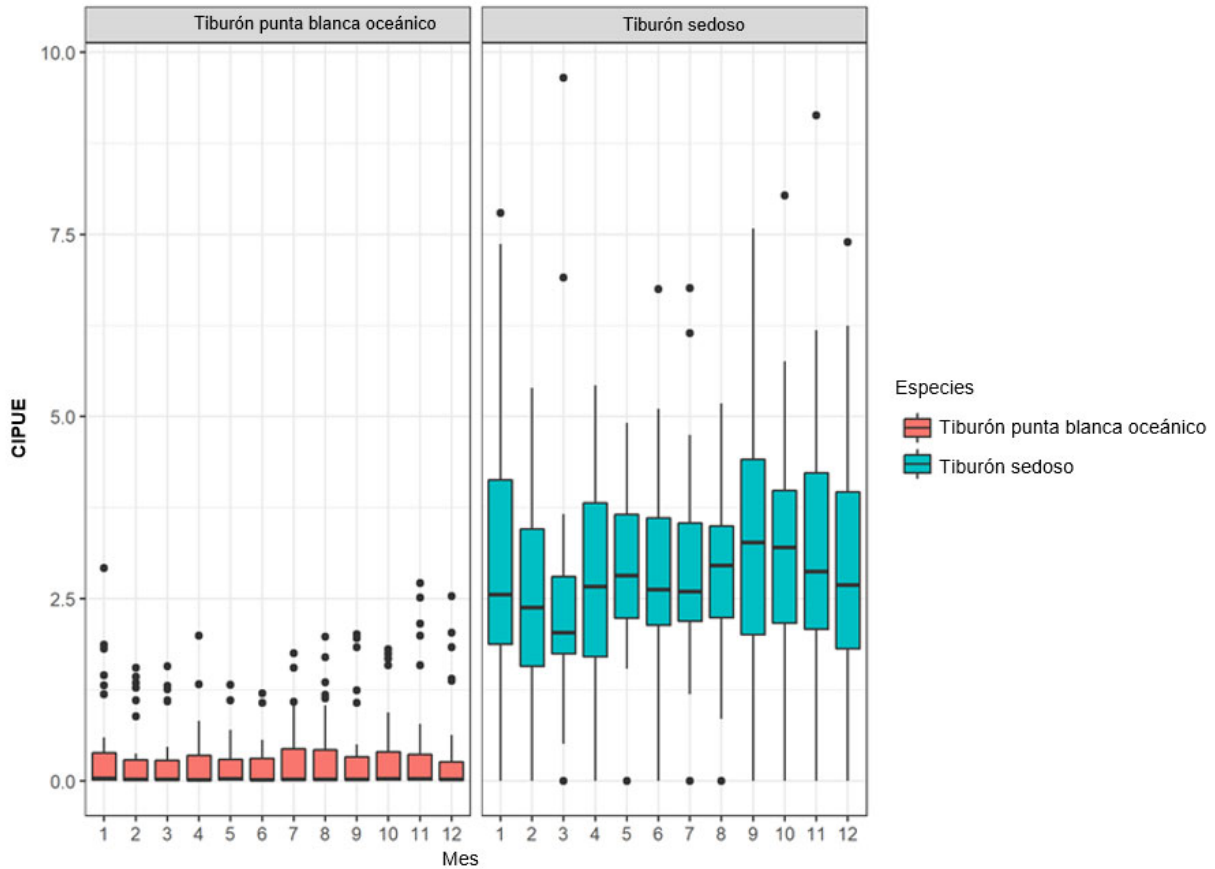


FIGURE 1. Intra-annual distribution of bycatch per unit of effort (BPUE) of oceanic whitetip sharks (left) and silky sharks (right) in the eastern tropical Pacific tropical purse-seine fishery setting on FADs.

FIGURA 1. Distribución intraanual de la captura incidental por unidad de esfuerzo (CIPUE) de tiburones punta blanca oceánicos (izquierda) y tiburones sedosos (derecha) en lances sobre plantados de la pesquería de cerco del Pacífico oriental tropical.

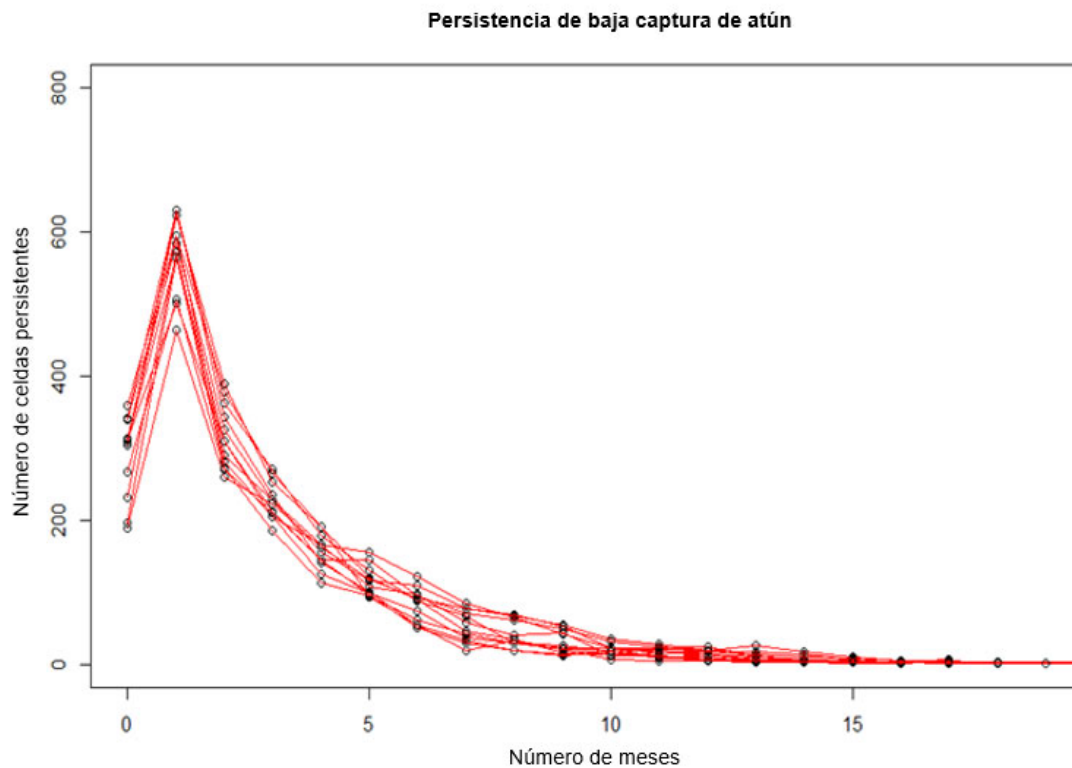


FIGURE 2. Monthly persistence of areas of lower than average tuna CPUE.

FIGURA 2. Persistencia mensual de áreas con una CPUE de atunes inferior al promedio.

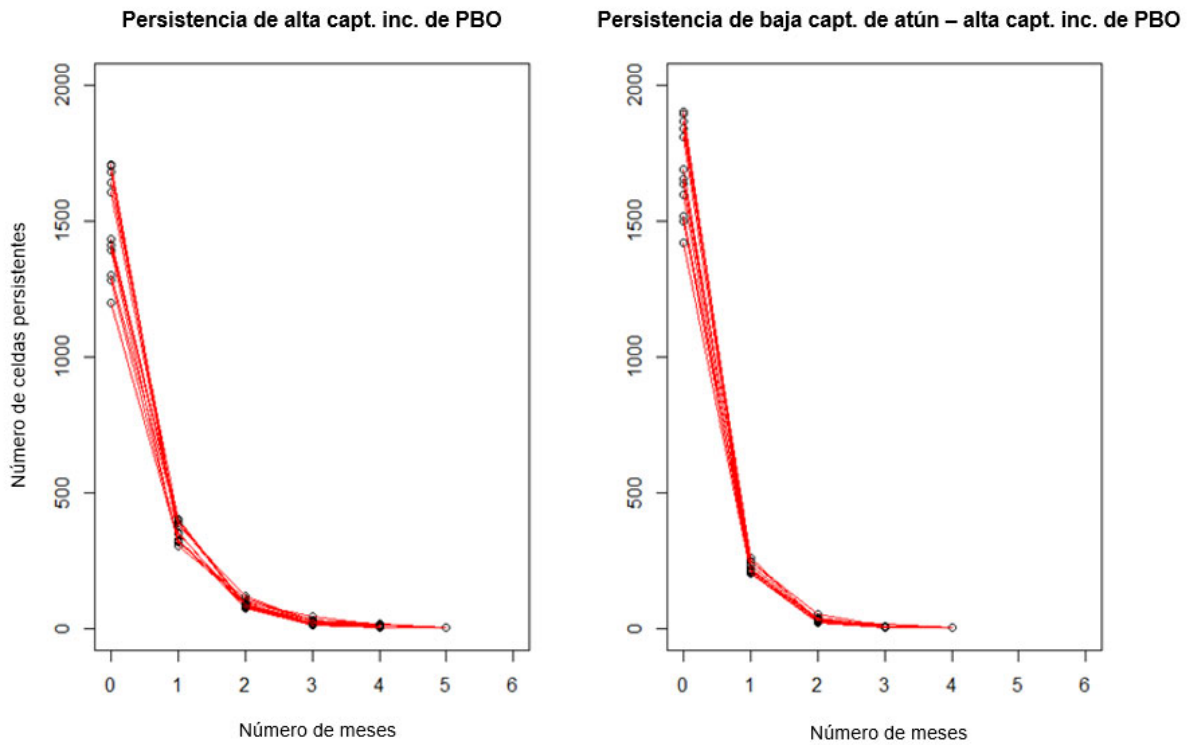


FIGURE 3. Monthly persistence of areas of lower than average oceanic whitetip shark BPUE (right) and monthly persistence of areas where there is a simultaneous high shark BPUE and low tuna CPUE (left).

FIGURA 3. Persistencia mensual de áreas de CIPUE de tiburón punta blanca oceánico por debajo del promedio (derecha) y persistencia mensual de áreas donde existe simultáneamente una alta CIPUE de tiburones y una baja CPUE de atunes (izquierda).

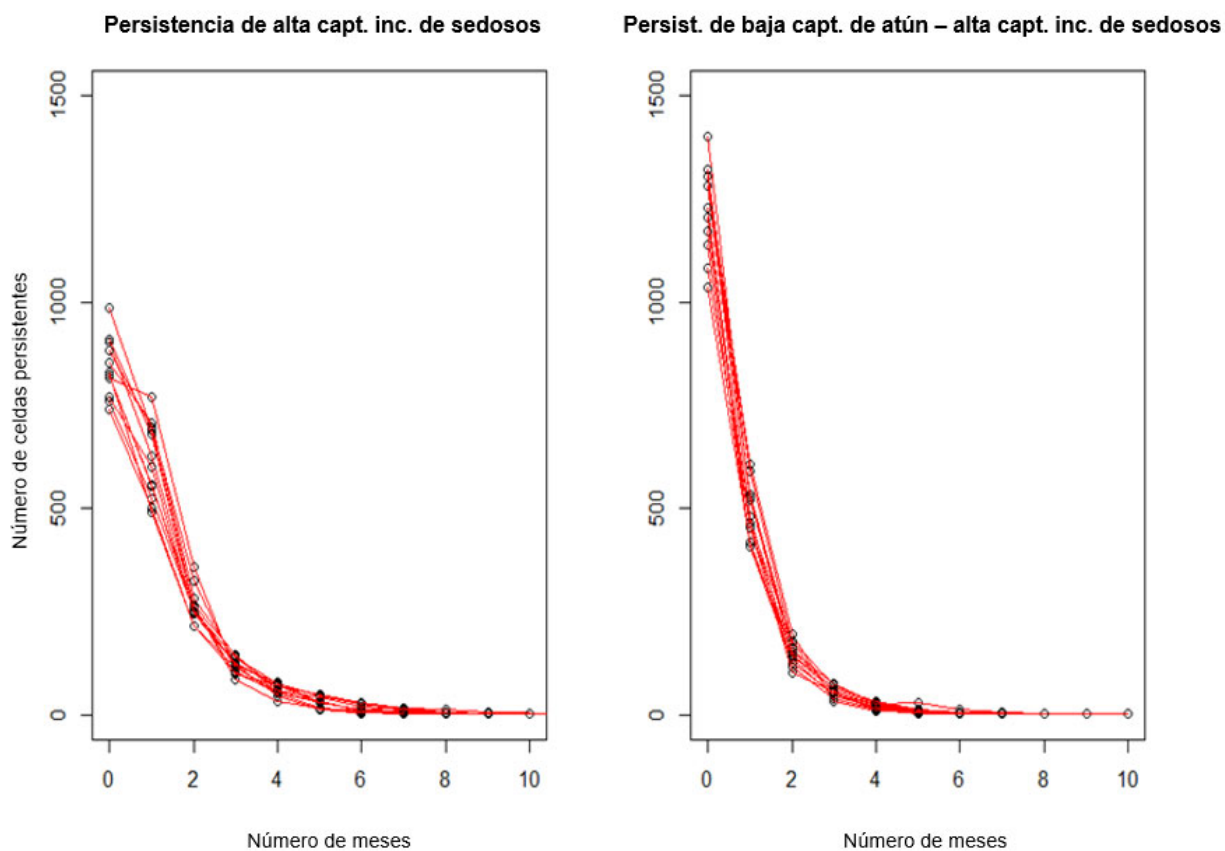
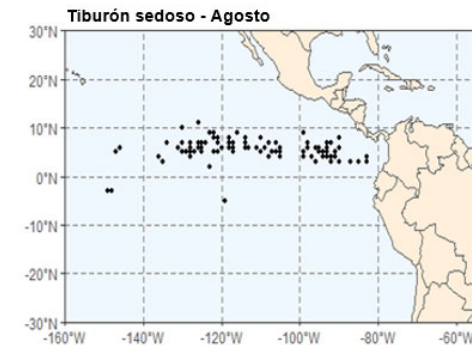
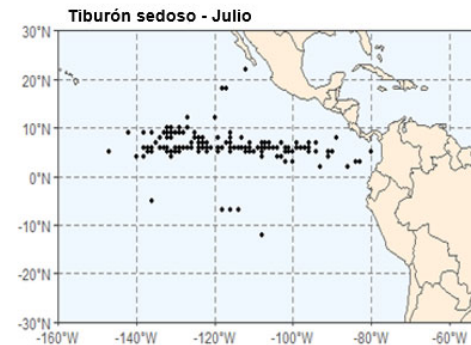
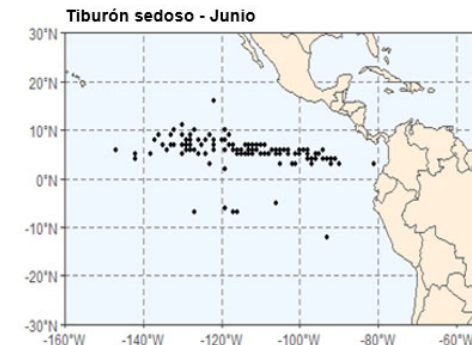
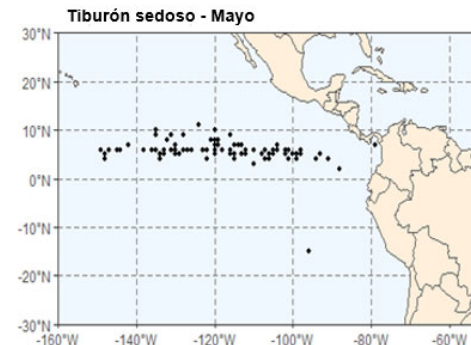
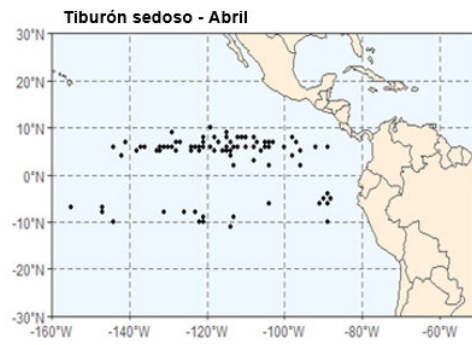
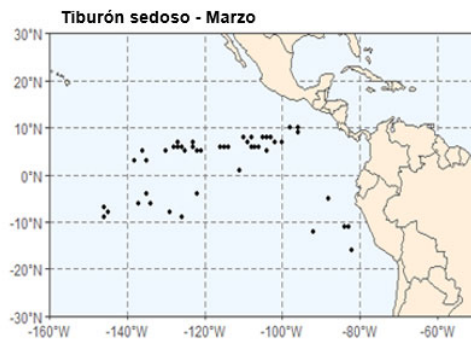
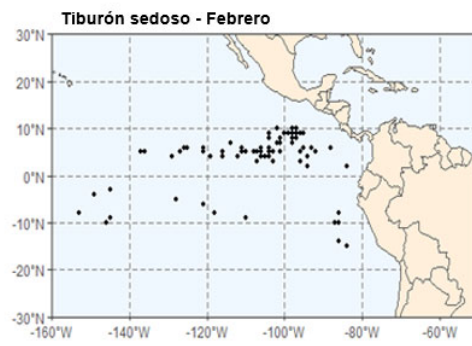
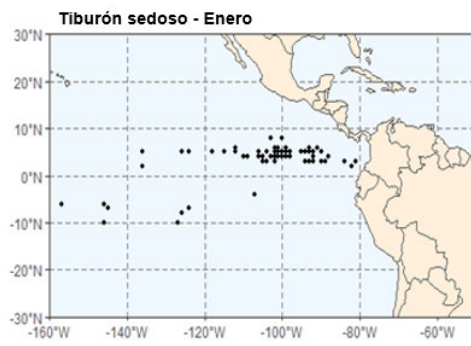


FIGURE 4. Monthly persistence of areas of lower than average silky shark BPUE (right) and monthly persistence of areas where there is a simultaneous high shark BPUE and low tuna CPUE (left).

FIGURA 4. Persistencia mensual de áreas de CIPUE de tiburón sedoso por debajo del promedio (derecha) y persistencia mensual de áreas donde existe simultáneamente una alta CIPUE de tiburones y una baja CPUE de atunes (izquierda).



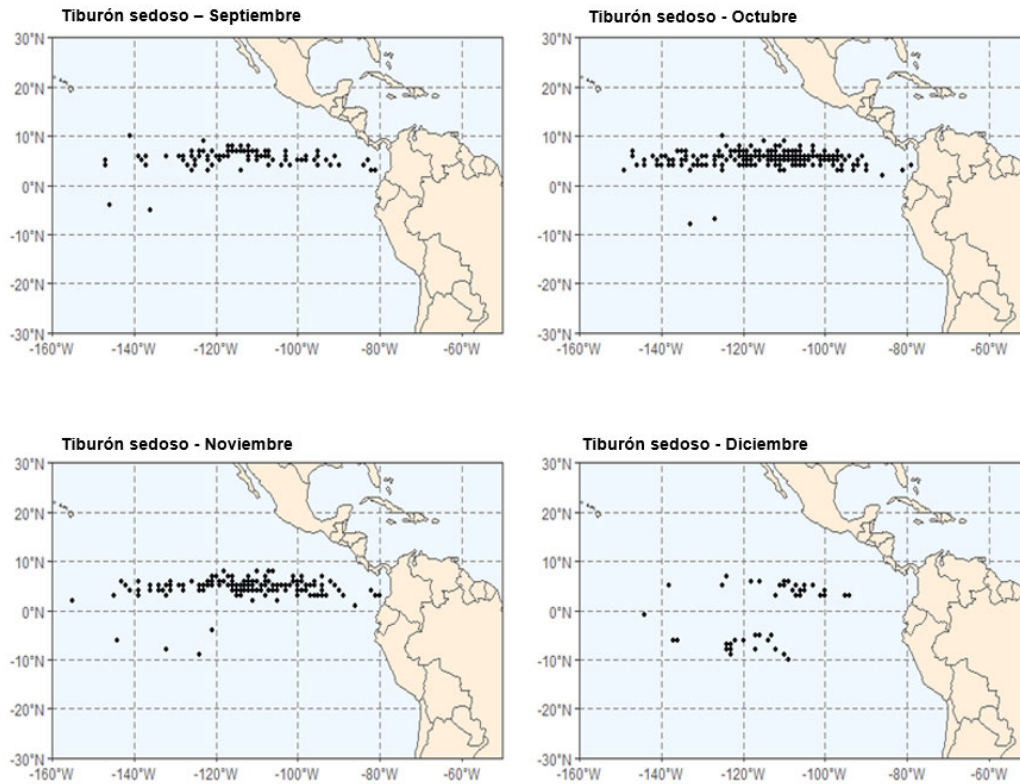
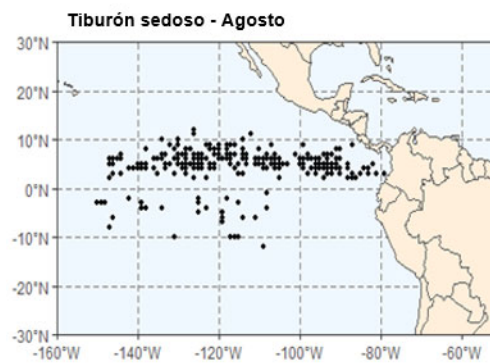
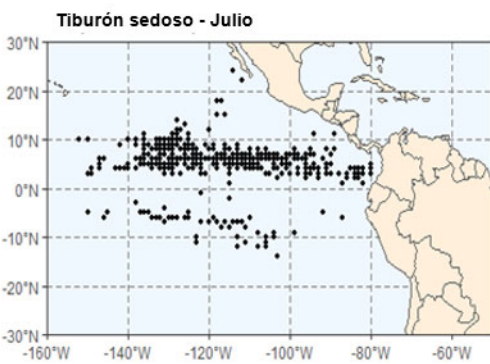
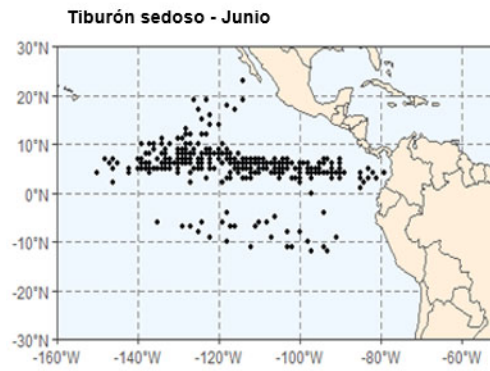
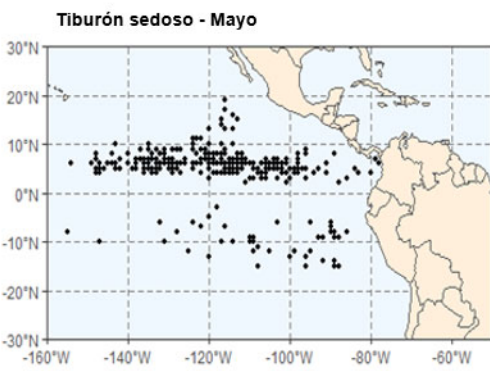
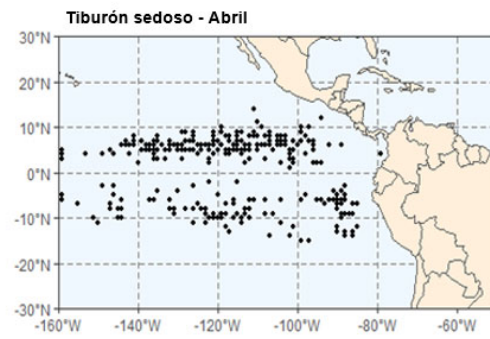
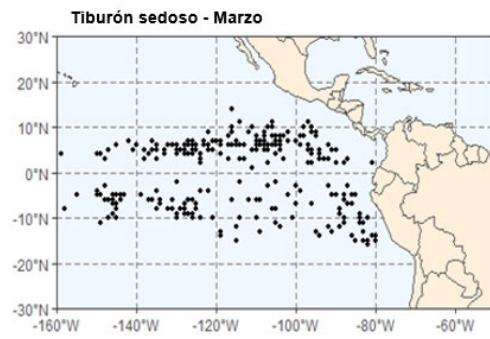
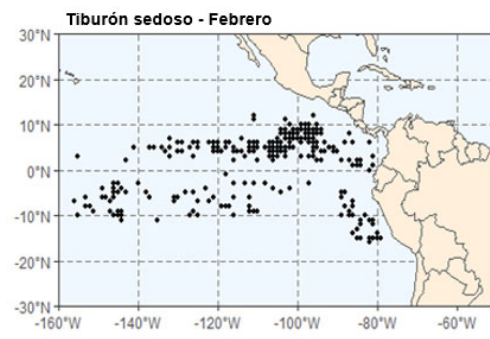
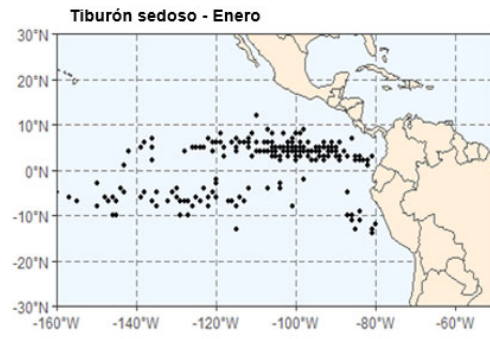


FIGURE 5. Monthly distribution of areas of high fishing inefficiency for silky sharks in the EPO using a 3-month threshold.

FIGURA 5. Distribución mensual de áreas de alta ineficacia pesquera para tiburones sedosos en el OPO utilizando un umbral de 3 meses.



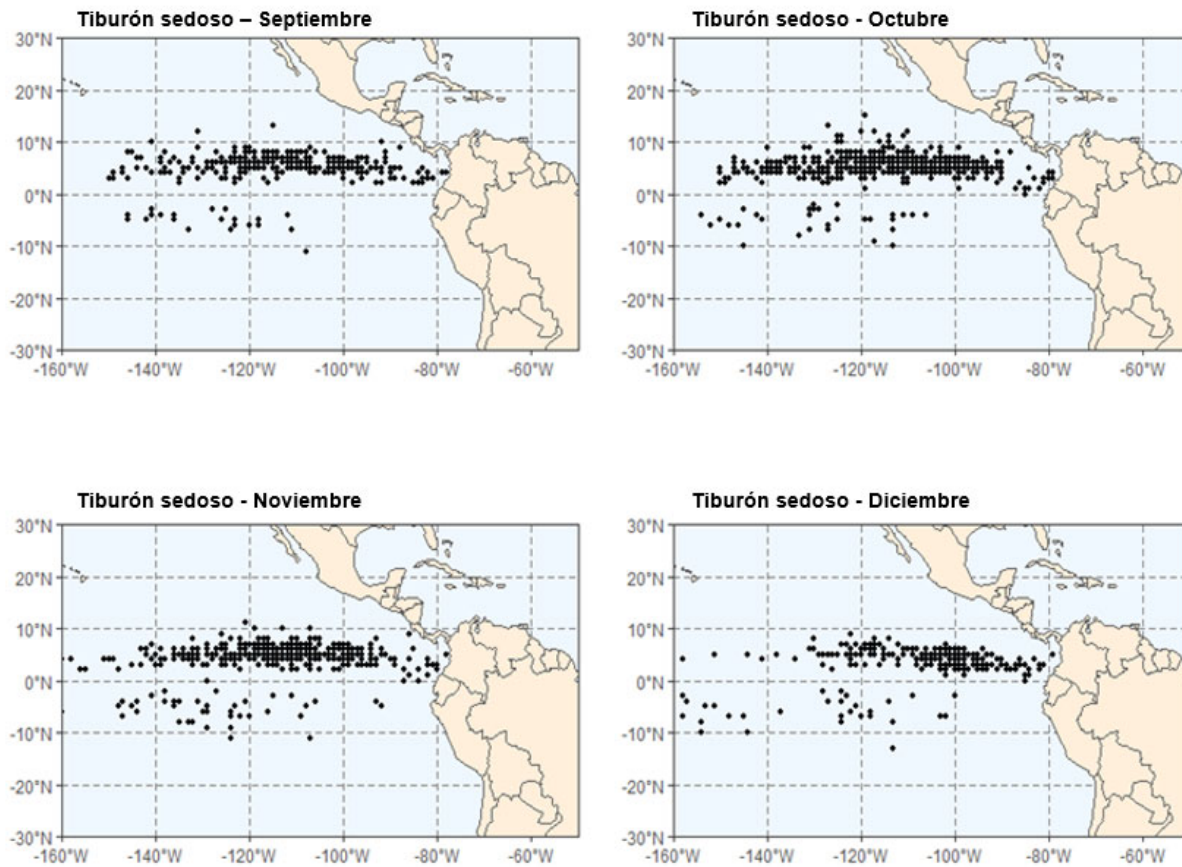
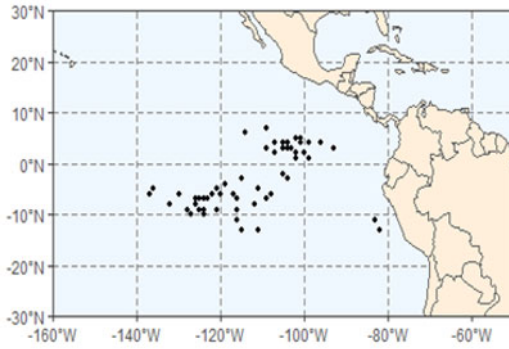


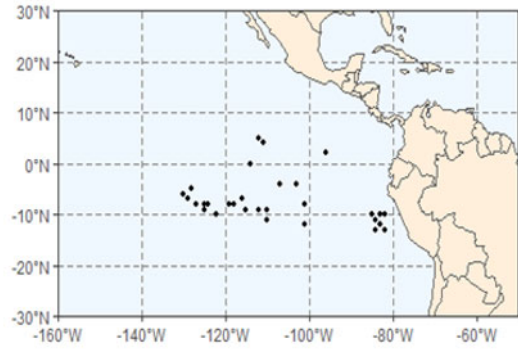
FIGURE 6. Monthly distribution of areas of high fishing inefficiency for silky sharks in the EPO using a 2-month threshold.

FIGURA 6. Distribución mensual de áreas de alta ineficacia pesquera para tiburones sedosos en el OPO utilizando un umbral de 2 meses.

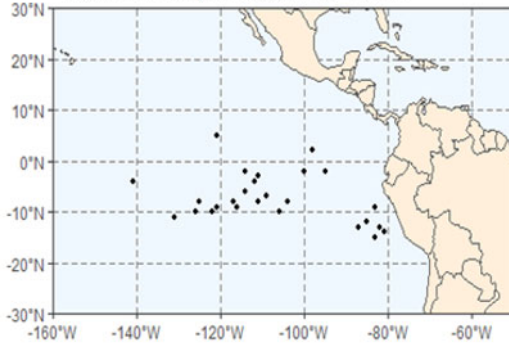
Tiburón punta blanca oceánico - Enero



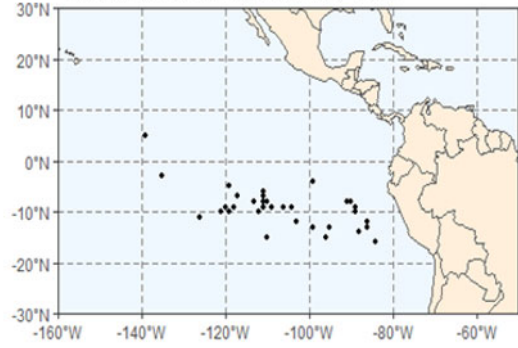
Tiburón punta blanca oceánico - Febrero



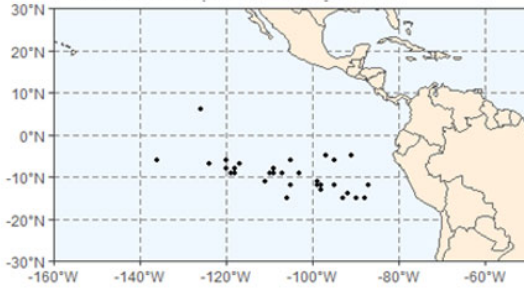
Tiburón punta blanca oceánico - Marzo



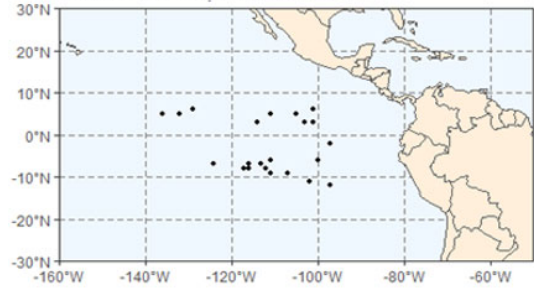
Tiburón punta blanca oceánico - Abril



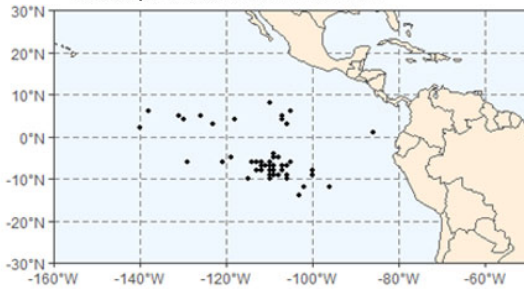
Tiburón punta blanca oceánico - Mayo



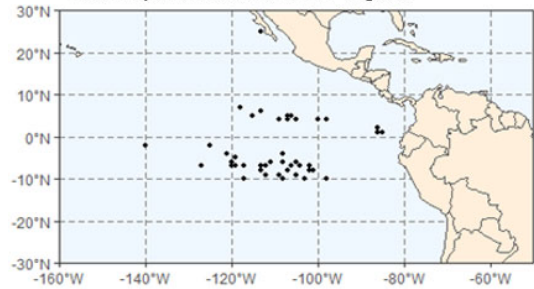
Tiburón punta blanca oceánico - Junio



Tiburón punta blanca oceánico - Julio



Tiburón punta blanca oceánico - Agosto



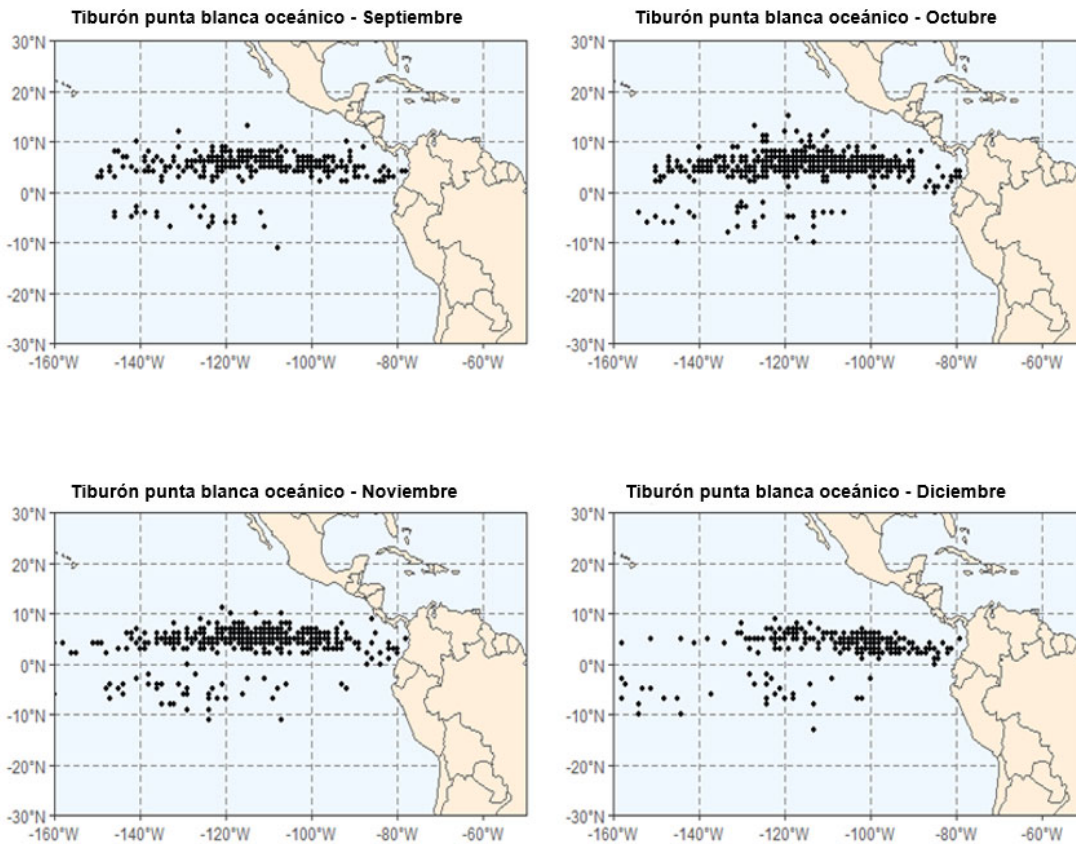


FIGURE 7. Monthly distribution of areas of high fishing inefficiency for oceanic whitetip sharks in the EPO using a 2-month threshold.

FIGURA 7. Distribución mensual de áreas de alta ineficacia pesquera para tiburones punta blanca oceánicos en el OPO utilizando un umbral de 2 meses.

TABLE 1. Expected impact of closing areas of high fishing inefficiency for silky sharks and oceanic whitetip sharks expressed as the change in catch, bycatch and effort, as well as the reconstructed bycatch and catch estimates of each closure based on a proportional redistribution of fishing effort.

TABLA 1. Impacto esperado de cerrar áreas de alta ineficacia pesquera para el tiburón sedoso y el tiburón punta blanca oceánico expresado como el cambio en la captura, la captura incidental y el esfuerzo, así como las estimaciones reconstruidas de captura incidental y de captura de cada veda con base en una redistribución proporcional del esfuerzo de pesca.

Código de especie	Variable	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
FAL - 2 meses	Esfuerzo de pesca (%)	-19	-20	-18	-20	-22	-25	-30	-26	-30	-34	-27	-27
FAL - 2 meses	Δ captura de atunes (%)	-14	-16	-15	-17	-20	-21	-27	-23	-25	-27	-20	-18
FAL - 2 meses	Δ captura incidental (%)	-32	-37	-32	-36	-42	-42	-49	-38	-41	-53	-40	-32
FAL - 2 meses	Δ captura recalculada (%)	6	5	4	4	3	4	4	4	8	10	10	11
FAL - 2 meses	Δ captura incidental recalculada (%)	-16	-21	-18	-20	-25	-23	-28	-16	-15	-29	-18	-7
FAL - 3 meses	Esfuerzo de pesca (%)	-7	-5	-4	-7	-9	-13	-14	-13	-12	-22	-15	-14
FAL - 3 meses	Δ captura de atunes (%)	-5	-3	-3	-6	-8	-11	-12	-11	-9	-17	-10	-9
FAL - 3 meses	Δ captura incidental (%)	-14	-15	-9	-18	-19	-22	-26	-19	-20	-36	-23	-17
FAL - 3 meses	Δ captura recalculada (%)	2	1	1	1	1	3	2	2	3	7	6	6
FAL - 3 meses	Δ captura incidental recalculada (%)	-7	-11	-6	-12	-10	-10	-15	-8	-9	-17	-9	-3
OCS - 2 meses	Esfuerzo de pesca (%)	-6	-4	-4	-3	-3	-2	-5	-6	-5	-4	-4	-7
OCS - 2 meses	Δ captura de atunes (%)	-4	-3	-3	-3	-2	-2	-4	-5	-4	-3	-3	-5
OCS - 2 meses	Δ captura incidental (%)	-19	-14	-8	-13	-13	-8	-20	-15	-15	-8	-10	-17
OCS - 2 meses	Δ captura recalculada (%)	2	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	3
OCS - 2 meses	Δ captura incidental recalculada (%)	-14	-10	-5	-10	-10	-6	-15	-9	-10	-5	-6	-11