

COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

COMITÉ CIENTÍFICO ASESOR

12ª REUNIÓN

(por videoconferencia)

10-14 de mayo de 2021

DOCUMENTO SAC-12-06

MÉTODOS DE EVALUACIÓN DEL ATÚN BARRILETE EN EL OPO: UNA PROPUESTA
CON BASE EN DATOS RECIENTES DEL PROGRAMA REGIONAL DE MARCADO DE
ATUNES DE LA CIAT (2019-2022)

Mark N. Maunder, Haikun Xu, Kurt M. Schaefer y Daniel W. Fuller

ÍNDICE

1. Resumen	1
2. Introducción	2
3. Métodos históricos	4
4. Datos de mercado	5
5. Estimación de la abundancia	7
6. Condición de la población y evaluación de puntos de referencia	12
7. Plan de trabajo y cronograma.....	13
8. Discusión	14
9. Agradecimientos	15
10. Referencias.....	16

1. RESUMEN

El atún barrilete es un componente fundamental de la pesquería de atunes tropicales en el OPO; sin embargo, no se dispone de ninguna evaluación fiable. Los indicadores de condición de población sugieren que la población está sometida a una creciente presión pesquera. La ordenación se basa en argumentos tales como que, dado que el atún barrilete es más productivo que el atún patudo, la ordenación para el patudo será adecuada para el barrilete. Se necesita una evaluación de población fiable para el barrilete para poder mejorar el asesoramiento de ordenación de este. En la actualidad, no existe ningún índice fiable de abundancia relativa (por ejemplo, la CPUE) para el atún barrilete en el OPO; así, los datos de mercado recientemente recolectados del Programa Regional de Marcado de Atunes de la CIAT (2019-2022) constituyen la mayor promesa para proporcionar información para realizar una evaluación. Sin embargo, las prácticas de marcado limitan la distribución de las liberaciones de marcas y se debe abordar la cuestión de la mezcla incompleta de marcas. Esbozamos un enfoque basado en el modelado de advección-difusión de marcas y en el modelado espaciotemporal de la abundancia que pueden reducir el impacto de la mezcla incompleta. El plan de trabajo propone presentar resultados preliminares en la reunión del CCA de 2022 y una evaluación de referencia en la reunión del CCA de 2023.

2. INTRODUCCIÓN

Un objetivo principal de la ordenación de los atunes en el Océano Pacífico oriental (OPO) es mantener las poblaciones en niveles capaces de producir los rendimientos máximos sostenibles (RMS). Se usan objetivos de ordenación basados en RMS o puntos de referencia relacionados (por ejemplo, una mortalidad por pesca que produce el RMS (F_{RMS}); sustitutos de reproductor por recluta) para muchas especies y poblaciones en todo el mundo. Sin embargo, estos objetivos requieren que se disponga de puntos de referencia y cantidades con los que compararlos. Los distintos puntos de referencia requieren diferentes cantidades y tipos de información, desde información biológica (por ejemplo, mortalidad natural, crecimiento y relación población-reclutamiento) y características de las pesquerías (selectividad por edad, por ejemplo) hasta estimaciones absolutas de biomasa y tasas de explotación. Estas estimaciones absolutas requieren generalmente un modelo formal de evaluación de la población. Para muchas especies, no se dispone de la información necesaria para estimar estas cantidades, y son necesarios métodos alternativos. Son necesarios todavía más datos si se pretende usar cuotas de captura como instrumento de ordenación.

El atún barrilete es una especie notoriamente difícil de evaluar. Debido a la alta y variable productividad de la especie además de su corta vida (es decir, el reclutamiento anual forma una gran proporción de la biomasa total), es difícil detectar el efecto de la pesca sobre la población con los datos de pesca y métodos de evaluación de poblaciones convencionales. Esto vale particularmente en el caso de la población del OPO, debido a la falta de un índice fiable de abundancia relativa y datos de composición por edad, y los pocos datos de marcado de los que se dispone. El reclutamiento continuo y crecimiento rápido del barrilete significan que la estratificación temporal necesaria para observar modas en los datos de frecuencia de talla rinden insuficientes los tamaños de muestra actuales. Las evaluaciones previas tuvieron dificultades para estimar los niveles absolutos de biomasa y tasas de explotación, debido a la posibilidad de una curva de selectividad en forma de domo (Maunder 2002a; Maunder y Harley 2005), lo que significaría que existe una biomasa críptica de barrilete grande que no puede ser estimada. La evaluación completa más reciente del barrilete en el OPO, la cual se basó en un análisis integrado de captura por talla estructurado por edad (Maunder y Harley 2005), es también considerada preliminar porque se desconoce si la captura por día de pesca de las pesquerías de cerco es proporcional a la abundancia. Es poco probable que un análisis de los datos históricos de marcado mejore la evaluación de la población de barrilete (Maunder 2012a) y un modelo estructurado enteramente por talla produjo estimaciones no realistas (Maunder 2012b). Además de los problemas mencionados, los niveles de mortalidad natural por edad son inciertos, o hasta desconocidos, y los cálculos de rendimiento por recluta (RPR) indican que el RPR sería maximizado si se capturara el barrilete más joven en el modelo (Maunder y Harley 2005). Por lo tanto, en el caso del barrilete en el OPO, no se dispone de puntos de referencia basados en biomasa ni en mortalidad por pesca, ni de los indicadores con los cuales se comparan.

Uno de los problemas principales antes mencionados es la incertidumbre acerca de si la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de las pesquerías de cerco constituye un índice de abundancia fiable para el barrilete, particularmente si los peces están asociados con dispositivos agregadores de peces (plantados). Los datos de CPUE de cerco son particularmente problemáticos, ya que es difícil identificar la unidad de esfuerzo apropiada. En evaluaciones anteriores, se definió el esfuerzo como el tiempo de búsqueda necesario para encontrar un cardumen de peces sobre el cual calar la red, y se aproxima esto con el número de días de pesca. Se captura poco barrilete en las pesquerías de palangre o de cerco asociada con delfines, por lo que no se pueden usar estas pesquerías para elaborar índices confiables de abundancia

para el barrilete. En un solo viaje, los lances cerqueros sobre atunes no asociados son generalmente intercalados con lances sobre objetos flotantes o delfines, lo cual complica los cálculos de CPUE. Se usó un método para atribuirle días de pesca a un tipo de lance, pero este método ahora se considera sesgado y ya no se utiliza la captura por día de pesca (Maunder, 2019). Maunder y Hoyle (2007) elaboraron un método novedoso para generar un índice de abundancia, que usa datos de las pesquerías sobre objetos flotantes. Este método usó las proporciones de barrilete y patudo en la captura y la abundancia ‘conocida’ de patudo basada en los resultados de la evaluación de la población. Desgraciadamente, el método fue de utilidad limitada, y es necesaria más investigación para mejorarlo. No existe actualmente ningún índice de abundancia relativa fiable para el barrilete en el OPO. Por lo tanto, se han utilizado otros indicadores de la condición de la población, tales como el peso medio del pescado en la captura (Maunder, 2019).

Ya que las evaluaciones de la población y los puntos de referencia son tan inciertos para el barrilete en el OPO, sería ventajoso elaborar métodos alternativos de evaluación y ordenación de la especie que fuesen robustos a estas incertidumbres. Una evaluación de estrategias de ordenación (EEO) para el barrilete sería el método más completo para elaborar y probar métodos de evaluación y estrategias de ordenación alternativos (Maunder 2014; Valero *et al.* 2016; Valero y Aires-da-Silva 2019), pero elaborar una EEO implica mucho tiempo y todavía no ha sido llevada a cabo para el barrilete. Además, se asigna una prioridad a mayor a las EEO de los atunes aleta amarilla y patudo, ya que los datos disponibles indican que estas especies son más susceptibles a la sobrepesca que el barrilete. Por lo tanto, Maunder y Deriso (2007) investigaron unos indicadores sencillos de la condición de la población basados en cantidades relativas. En lugar de usar puntos de referencia basados en RMS, compararon los valores actuales de los indicadores con la distribución de los indicadores observada históricamente. Elaboraron también un modelo sencillo de evaluación de población para generar indicadores de biomasa, reclutamiento, y tasa de explotación. Para evaluar los valores actuales de los indicadores en comparación con los valores históricos, usaron niveles de referencia basados en los percentiles 5 y 95, ya que las distribuciones de los indicadores son algo asimétricas. Se han comparado los resultados con evaluaciones históricas basadas en análisis de datos de marcado, un modelo de evaluación de población por talla, un análisis estadístico de captura por talla estructurado por edad (A-SCALA), y un modelo espacial de dinámica de poblaciones y ecosistema (SEAPODYM) (Maunder 2016).

Aquí proponemos un nuevo método para evaluar el atún barrilete con base en los datos disponibles obtenidos recientemente del Programa Regional de Mercado de Atunes en el Océano Pacífico oriental multianual de la CIAT (PRMA-OPO 2019-2022, [Proyecto E.4.a](#)). Las prácticas de marcado impiden la distribución aleatoria de los peces marcados, por lo tanto, se necesita tiempo para asegurar la mezcla completa de los peces marcados con el resto de la población. La corta esperanza de vida del barrilete puede incluso prevenir la mezcla completa. Es por eso que es necesario tomar en cuenta la estructura espacial de la población y los peces marcados. Para solucionar la mezcla incompleta, el enfoque combina los métodos de advección-difusión para analizar los datos de marcado (Sibert *et al.* 1999; Thorson *et al.* 2017) con modelado espaciotemporal de la abundancia (Thorson *et al.* 2015; Maunder *et al.* 2020).

En primer lugar, describimos los métodos utilizados históricamente para la evaluación del atún barrilete en el OPO y después describimos los datos de marcado recientes para finalmente presentar el método propuesto.

3. MÉTODOS HISTÓRICOS

Se han aplicado varios métodos de evaluación a la población de atún barrilete en el OPO, algunos más exploratorios que otros. Sin embargo, ninguno fue considerado lo suficientemente fiable para proporcionar asesoramiento de ordenación. A continuación se describen estos enfoques.

3.1.1. Indicadores

Ya que las evaluaciones de la población y los puntos de referencia son inciertos para el barrilete en el OPO, sería ventajoso elaborar métodos alternativos de evaluación y ordenación de la especie que fuesen robustos a estas incertidumbres. Maunder y Deriso (2007) investigaron unos indicadores sencillos de la condición de la población basados en cantidades relativas. En lugar de usar puntos de referencia basados en RMS, compararon los valores actuales de los indicadores con la distribución de los indicadores observada históricamente. Elaboraron también un modelo sencillo de evaluación de población para generar indicadores de biomasa, reclutamiento, y tasa de explotación. Para evaluar los valores actuales de los indicadores en comparación con los valores históricos, usaron niveles de referencia basados en los percentiles 5 y 95, ya que las distribuciones de los indicadores son algo asimétricas. Se evalúan ocho indicadores basados en datos y en el modelo: captura, captura por día de pesca por las pesquerías sobre objetos flotantes, captura por día de pesca por las pesquerías no asociadas, esfuerzo estandarizado, peso promedio, biomasa relativa, reclutamiento relativo, y tasa de explotación relativa. Se presentan estos indicadores para la población del OPO entero, aunque igualmente se presentan indicadores por subárea. En la actualidad, las capturas de cerco por día de pesca no se consideran fiables debido a que los buques realizan múltiples tipos de lance y el algoritmo para separar los días de pesca por tipo de lance puede estar sesgado; por lo tanto, los indicadores basados en estos datos y en este modelo no se utilizan.

3.1.2. Análisis de datos de marcado y recaptura

La CIAT realizó numerosos experimentos de marcado de atunes entre los años 1950 y principios de los 1980, y reanudó el marcado a escala más limitada a partir de 2000. Estos datos no han sido usados en las evaluaciones de las poblaciones de atún barrilete excepto para proporcionar información sobre las tasas de crecimiento (Bayliff 1988; Maunder 2002b). Maunder (2012c) realizó un análisis preliminar de los datos de marcado para investigar su contenido de información acerca de las tasas de explotación. Se analizaron los datos de marcado usando un modelo de pérdida de marcas que compara las recapturas de marcas observadas y predichas. Se modela la dinámica de las marcas usando un modelo de dinámica poblacional que es esencialmente el mismo que se usa en las evaluaciones de las poblaciones. El modelo es diferente en el sentido que el reclutamiento es liberaciones de marcas, y se modelan factores tales como pérdida de marcas, mortalidad relacionada con el marcado, y la tasa de notificación. Se dispone de estimaciones para dos subregiones. Las estimaciones de las tasas de explotación son altamente inciertas.

3.1.3. Modelo de evaluación estructurado por talla

Maunder (2012b) desarrolló un modelo estructurado por talla para evaluar el atún barrilete. Este modelo es diferente del modelo estructurado por edad estándar usado para evaluar los atunes aleta amarilla y patudo, implementado usando *Stock Synthesis*. Los datos de edad para el atún barrilete son poco fiables, y la información de crecimiento se basa en datos de marcado de incremento de talla. El crecimiento basado en datos de incrementos de talla es idealmente adecuado para los modelos estructurados por talla, y es problemático para aquellos estructurados por edad. El OPO fue dividido en seis poblaciones, y cada población fue analizada por separado. El modelo fue ajustado a índices de abundancia relativa y datos de composición por talla.

Los datos de composición por talla y CPUE no contienen suficiente información para producir estimaciones fiables del tamaño de la población de barrilete. En todas las regiones menos una (frente al litoral de Ecuador) las estimaciones de abundancia y tasas de explotación no fueron realistas.

3.1.4. Análisis estadístico de captura por talla estructurado por edad (A-SCALA)

Maunder y Harley (2005) usaron un análisis de captura por talla estructurado por edad (A-SCALA) para evaluar el atún barrilete en el OPO. En el [Boletín de la CIAT, Vol. 22, No. 5](#) (2003) se describen el método de análisis y sus detalles técnicos. Se consideraba todavía preliminar la evaluación porque 1) no se sabía si la captura por día de pesca en las pesquerías de cerco es proporcional a la abundancia, 2) es posible que exista una población de barrilete grande que no es vulnerable a la pesca, y 3) la estructura de la población del OPO relativa a las poblaciones del Pacífico central y occidental es incierta.

3.1.5. Modelo espacial de dinámica de poblaciones y ecosistema (SEAPODYM)

Se aplicó al atún barrilete en el Océano Pacífico un modelo espacial de dinámica de poblaciones y ecosistema (SEAPODYM, de *Spatial Ecosystem and Population Dynamic Model*; Senina *et al.* 2008) que se ajusta a una variedad de fuentes de datos (ver detalles en Lehodey *et al.* 2011). El análisis es diferente de Lehodey *et al.* (2011) en el sentido que: 1) usó las variables de Asimilación Simple de Datos Oceánicos (SODA 2.1.6; <https://www2.atmos.umd.edu/~ocean/>) más actuales disponibles; 2) cambió a estimaciones de talla por edad Multifan-CL (MFCL)-2010; 3) fijó los coeficientes de reclutamiento y mortalidad para escalar la población del Pacífico central y occidental a las estimaciones de MFCL; y 4) usó funciones gaussianas asimétricas para las selectividades de la pesca de cerco en lugar de selectividad sigmoidea.

El modelo SEAPODYM es un modelo de interacción física-biológica acoplado bidimensional a escala de cuenca oceánica, y contiene componentes ambientales y espaciales usados para limitar los desplazamientos y el reclutamiento de los atunes. El modelo combina un modelo de producción de alimento (presas) con un modelo de población estructurado por edad de las especies (atunes depredadores) objetivo de la pesquería. Se describe toda la dinámica espacial con una ecuación de advección-difusión. Los conjuntos de datos oceanográficos de insumo para el modelo son temperatura superficial del mar (TSM), corrientes oceánicas y producción primaria que pueden ser datos predichos de modelos físicobiogeoquímicos, así como distribuciones de datos derivados de satélites. Las mejoras recientes incluyen una optimización rigurosa de los parámetros, usando datos de la pesca (datos de mercado, composición por talla de índices de abundancia), que se basan en métodos usados para modelos contemporáneos de evaluación de poblaciones (Senina *et al.*, 2008; Senina *et al.* 2020).

4. DATOS DE MERCADO

Los experimentos de mercado de atún barrilete por parte de la CIAT en el Pacífico oriental comenzaron en 1955 y para fines de 1964 ya se había marcado y liberado un total de 127,709 barriletes en toda la zona de la pesquería, desde el norte de México hasta el norte de Chile a unas 200 millas de la costa y alrededor de islas en alta mar. Se recuperaron 12,881 marcas (10.1%) de esas liberaciones. La mayoría del mercado se llevó a cabo a bordo de buques cañeros de cebo vivo durante cruceros fletados o de forma oportunista durante viajes de pesca habituales. Cada año entre 1958 y 1963 se realizó un crucero fletado de mercado. También se realizó una menor cantidad de mercado a bordo de buques cerqueros de forma oportunista durante viajes de pesca habituales. Los objetivos de los experimentos de mercado fueron obtener información sobre desplazamientos y estructura poblacional a la par de estimaciones de crecimiento y mortalidad.

De 1979 a 1981 la CIAT realizó varios cruceros de marcado de atunes tropicales en buques cañeros de cebo vivo fletados donde se realizó marcado desde México hasta Ecuador. Durante esos cruceros se marcaron y liberaron 2,546 barriletes y se recuperaron 992 marcas (39.0%).

Entre marzo y mayo de 2000 y de 2002 a 2006 la CIAT realizó seis cruceros de marcado de atunes en buques cañeros de cebo vivo fletados en el Pacífico oriental ecuatorial dirigidos al atún patudo, con una cantidad menor de barriletes y aletas amarillas también marcados. Durante esos cruceros se marcaron y liberaron 3,425 barriletes con marcas de dardo plásticas (MDP) y se recuperaron 563 marcas (16.4%); además, se marcaron y liberaron 134 barriletes con marcas archivadoras (MA) y se recuperaron 7 marcas (5.2%).

En 2019 la CIAT, con asistencia financiera de la Unión Europea, inició un Programa Regional de Mercado de Atunes (PRMA) en el Pacífico oriental con énfasis en el atún barrilete. El objetivo principal del PRMA es enfocar los esfuerzos y recursos en el mercado del barrilete para tratar de proporcionar un medio directo para la estimación de su abundancia y tasa de explotación, las cuales son esenciales para llevar a cabo una evaluación fiable. El diseño experimental del PRMA incluyó tres cruceros de marcado desde 2019 hasta 2021, de alrededor de 3 meses cada uno, utilizando un buque cañero de cebo vivo. Los dos primeros cruceros de marcado en 2019 y 2020 terminaron su tarea y los resultados se describen a continuación. El crucero de marcado programado para 2021 fue cancelado debido a problemas logísticos y preocupaciones relacionadas con la pandemia de COVID, pero ha sido reprogramado para realizarse a principios de 2022.

Tres especialistas en recuperación de marcas (ERM) están trabajando tiempo completo dentro de la estructura del PRMA en los principales puertos de descarga de buques cerqueros de México y Ecuador, lo cual es esencial para la recolección de datos de alta confianza de recaptura de marcas. La responsabilidad de los ERM es recolectar información de alta confianza de recaptura de marcas en el momento de la descarga de los buques; esto incluye la verificación de los nombres de los buques y los números de las bodegas en el momento en que se encuentran atunes marcados para verificar la fecha y la ubicación de la captura, además de la toma de medidas de las tallas de los atunes recuperados con marcas aún adheridas.

La Tabla 1 y la Tabla 2 muestran la cantidad de liberaciones y devoluciones de barrilete con MDP y MA por tiempos en libertad para los cruceros de marcado de 2019 y 2020 respectivamente. La Tabla 1 también incluye la proporción de devolución de MDP que son de alta confianza, en los casos en que un ERM pudo confirmar la validez de la información de devolución. El bajo porcentaje de devoluciones de MDP de alta confianza tras el crucero de marcado de 2020 se debe principalmente a que los ERM no tuvieron acceso a los muelles o buques durante el proceso de descarga desde marzo de 2020 hasta septiembre de 2020 debido a las restricciones por COVID-19. El acceso a algunas instalaciones sigue estando restringido al igual que a bordo de ciertos buques. La Figura 1 y la Figura 2 muestran las tallas de los peces liberados con MDP y MA, respectivamente. La proporción de los barriletes con sus MDP devueltas por meses en libertad se muestra en la Figura 3, mientras que en la Figura 4 se muestran los desplazamientos lineales de barriletes liberados con MDP y MA, determinados a partir de las posiciones de liberación y recaptura. Se utilizó un filtro de velocidad para reducir el número de fechas y posiciones de recaptura no realistas exasperadas por errores de notificación de marcas. El filtro está basado en fechas y lugares de recaptura tanto de las devoluciones de MA como de MDP de alta confianza. Las velocidades diarias medias se calculan para cada devolución de alta confianza y el cuantil 95 derivado para cada clase de tiempo en

libertad, lo cual se compara a continuación con las velocidades diarias medias de todas las devoluciones de baja confianza por los tiempos en libertad correspondientes. Se excluyó un total de 159 devoluciones de marcas (10.5%) de barrilete con velocidades diarias medias superiores al umbral del filtro de velocidad para un tiempo en libertad determinado. Después de 30 días en libertad, el 95 por ciento del barrilete recapturado se encontraba dentro de 1,604 nm de sus posiciones de liberación y el 86.6 por ciento fue recapturado dentro de 1,000 nm de sus posiciones de liberación. El mayor desplazamiento lineal de un barrilete fue de 1,643 nm. Este fue recapturado por un buque cerquero durante un lance sobre un plantado aproximadamente en 1°30' N y 94°26' O después de 193 días en libertad.

Los experimentos de siembra de marcas realizados por observadores de la CIAT a bordo de buques cerqueros que operan en el Pacífico oriental para estimar tasas de notificación comenzaron en 2019 como un componente esencial del PRMA. Para estimar las tasas de mortalidad pesquera y las tasas de error de información de devolución de marcas se requiere información precisa acerca de las tasas de notificación estimadas a partir de experimentos de siembra de marcas. De marzo de 2019 a noviembre de 2020, se han otorgado 32 kits de marcado (compuestos por marcas para siembra, aplicadores, instructivos y formularios de datos) para un total de 960 marcas para que los observadores realicen experimentos de siembra de marcas con atunes colocados en las bodegas de buques cerqueros durante los procesos de salabardeo y carga. Se utilizaron dos tipos de marcas (15 de cada una), MDP y marcas intramusculares plásticas (PIMA, por sus siglas en inglés), en tres configuraciones de marcado durante cada experimento a bordo de un buque cerquero. Las marcas PIMA fueron utilizadas en los experimentos de siembra para evaluar sus tasas de retención en relación con las MDP. Diez peces fueron marcados con una sola MDP, otros 10 con una sola PIMA y cinco peces fueron doblemente marcados con una PIMA y una MDP. Se han otorgado 32 kits de marcado a observadores y se han recibido 32 formularios de datos de siembra de marcas completados por parte de los observadores en las oficinas regionales de la CIAT durante las reuniones informativas llevadas a cabo tras la finalización de los viajes. De las 792 marcas totales que han sido sembradas, 644 marcas (81.3%) han sido devueltas por buscadores y 482 (74.8%) de las marcas devueltas fueron reportadas como de alta confianza. El 88.7% de las marcas sembradas fueron recuperadas por descargadores al momento de la descarga de las bodegas de los buques cerqueros.

5. ESTIMACIÓN DE LA ABUNDANCIA

Los datos de marcado son un elemento clave para el desarrollo de modelos de evaluación estructurados espacialmente. Lamentablemente, las prácticas de marcado de peces inhiben la implementación de diseños de marcado y los peces marcados no se mezclan completamente de forma instantánea con la población. Como una solución conveniente, las recapturas iniciales son a menudo “ignoradas” por un periodo determinado para “garantizar” la mezcla completa. Sin embargo, esto no es óptimo y se deben buscar enfoques alternativos para lidiar con la mezcla de marcas, en especial para poblaciones de corta vida o de mezcla lenta. Aquí describimos un intento de dar cuenta de la mezcla con base en modelos espaciotemporales. La población marcada se modela con el tiempo como un proceso de advección-difusión (por ejemplo, Sibert *et al.* 1999). La población total se modela mediante un modelo lineal generalizado mixto (MLGM; por ejemplo, Thorson *et al.* 2015) espaciotemporal. Las recapturas predichas se comparan a continuación con las recapturas observadas basadas en las tasas de explotación utilizando una función de verosimilitud donde las tasas de explotación espacialmente específicas son iguales a la captura dividida por la abundancia total predicha. Básicamente estamos examinando el enfoque para modelar el desplazamiento descrito por Thorson *et al.* (2017) con el modelo espaciotemporal de densidad poblacional descrito por Thorson *et al.* (2015).

Lo siguiente ilustra el enfoque general y después describimos posibles modificaciones. La población marcada, T , se modela con base en latitud, longitud y tiempo como los sobrevivientes de todos los lugares que se desplazan o permanecen en el lugar específico, combinados con las liberaciones en ese lugar en ese momento.

$$T_{i,j,t+1} = r_{i,j,t} + \sum_{i',j'} \psi_{i',j' \rightarrow i,j} \varphi_{i',j',t} T_{i',j',t}$$

Donde $T_{i,j,t}$ y $r_{i,j,t}$ son el número de individuos marcados y liberaciones en el lugar $l(i,j)$ en el tiempo t , respectivamente, $\psi_{i',j' \rightarrow i,j}$ es la proporción de los individuos (después de la supervivencia) que pasan del lugar $l(i',j')$ al lugar $l(i,j)$ y se pueden parametrizar mediante advección y difusión con los parámetros \mathbf{u} , \mathbf{v} , y \mathbf{D} , y $\varphi_{i,j,t}$ es supervivencia en el lugar $l(i,j)$ en el tiempo t .

La supervivencia, φ , se puede separar en mortalidad natural, M , y tasa de explotación, f ,

$$\varphi_{i,j,t} = (1 - f_{i,j,t})e^{-M}$$

La tasa de explotación se calcula como la captura, C , dividida por la abundancia estimada, N ,

$$f_{i,j,t} = \frac{C_{i,j,t}}{N_{i,j,t}}$$

En donde la captura en número se calcula a partir de la captura en peso ($C_{i,j,t}^*$) dividida entre el peso promedio por cada lugar y tiempo.

$$C_{i,j,t} = \frac{C_{i,j,t}^*}{\sum_s p_{i,j,t,s} w_s}$$

Donde $p_{i,j,t,s}$ es la proporción de peces de talla s en el lugar $l(i,j)$ en tiempo t y w_s es el peso en talla s .

La abundancia estimada se modela utilizando un modelo log-lineal generalizado mixto (MLGM) espaciotemporal.

$$\log(N_{i,j,t}) = \alpha_t + \gamma_{i,j} + \theta_{i,j,t}$$

Donde α_t representa un efecto principal temporal, $\gamma_{i,j}$ representa el componente espacial y $\theta_{i,j,t}$ representa el periodo de interacción espaciotemporal.

La variación espacial $\gamma_{i,j}$ se puede modelar mediante un Campo Aleatorio Gaussiano (GRF) con una función de correlación de Matérn y el componente espaciotemporal se puede modelar mediante la

combinación del GRF para variación espacial con un modelo autorregresivo de primer orden para la variación temporal según Thorson *et al.* (2015).

Las recapturas predichas son simplemente el número predicho de marcas (ajustado por mortalidad natural, si es apropiado) multiplicado por la tasa de explotación.

$$\hat{R}_{i,j,t} = f_{i,j,t} T_{i,j,t}$$

Los parámetros se estiman al maximizar una verosimilitud (por ejemplo, con base en la distribución de probabilidad de Poisson) que es una función de las recapturas observadas (R) y predichas (\hat{R}) por tiempo y lugar. La verosimilitud se maximiza al mismo tiempo que se integran los efectos aleatorios que representan la variación espacial ($\boldsymbol{\gamma}$) y espaciotemporal ($\boldsymbol{\theta}$). Esta integración se puede realizar utilizando métodos como la aproximación de Laplace implementada en TMB (Kristensen *et al.* 2016) o el análisis bayesiano mediante el uso de MCMC (Hilborn y Mangel 1997). Los efectos fijos estimados incluyen los parámetros de advección-difusión (por ejemplo, $\boldsymbol{u}, \boldsymbol{v}, \boldsymbol{D}$), mortalidad natural (M), los efectos principales temporales ($\boldsymbol{\alpha}$), y los parámetros que representan la estructura de correlación de los efectos espaciales y el modelo autorregresivo de primer orden para los efectos espaciotemporales ($\boldsymbol{\sigma}$).

$$L(\boldsymbol{\alpha}, \boldsymbol{\sigma}, \boldsymbol{u}, \boldsymbol{v}, \boldsymbol{D}, M | \boldsymbol{R}, \boldsymbol{r}, \boldsymbol{C}) = \sum_{i,j,t} \tau(R_{i,j,t}, \hat{R}_{i,j,t})$$

Donde τ es una función que representa la verosimilitud adecuada.

La implementación es un balance entre ventajas y desventajas entre precisión numérica y practicidad computacional (por ejemplo, tiempo computacional, requisitos de memoria) e implica la división del dominio espacial en triángulos que asumen procesos y densidad poblacional homogéneos (Thorson *et al.* 2017). El desplazamiento se modela entre estos triángulos. Se pueden aplicar los enfoques utilizados por Thorson *et al.* (2017) para mejorar la eficiencia computacional (por ejemplo, la aproximación de Euler para el desplazamiento, aproximación usando ecuaciones diferenciales parciales estocásticas (SPDE, por sus siglas en inglés) para campos aleatorios gaussianos).

5.1. Modificaciones

La descripción anterior solo proporciona la idea básica detrás del enfoque; se podrían aplicar varias modificaciones para mejorar las estimaciones.

Desplazamiento

Desplazamiento, $\boldsymbol{\psi}$, representa tanto componentes aleatorios (difusivos, parametrizados por \boldsymbol{D}) como directivos (de advección, parametrizados por \boldsymbol{u} y \boldsymbol{v}) y se puede calcular a partir de la tasa instantánea de desplazamiento (Thorson *et al.* 2017). Esto permite la parametrización de la tasa instantánea de desplazamiento entre celdas vecinas en lugar de entre todas las celdas (Thorson *et al.* 2017), reduciendo así el número de parámetros. Las tasas de desplazamiento se podrían restringir aún más mediante el uso de áreas grandes o bloques temporales donde las tasas de desplazamiento se consideran homogéneas (por ejemplo, Sibert *et al.* 1999) o mediante el uso de un modelo espaciotemporal para compartir información entre lugares y tiempo, suavizando los valores de los parámetros.

La matriz de desplazamiento se puede modificar para reflejar el comportamiento en los límites (por ejemplo, Sibert *et al.* 1999). Los límites pueden ser de reflexión (por ejemplo, los litorales continentales o las islas) o de absorción (por ejemplo, el límite de ordenación de la CIAT en 150° O).

Tasas de explotación

Muchos modelos de evaluación utilizan la mortalidad instantánea por pesca en lugar de la tasa de explotación para permitir que la mortalidad natural y por pesca operen simultáneamente. Sin embargo, esto requeriría resolver la ecuación de captura de forma iterativa o estimar la mortalidad por pesca en cada lugar y tiempo y ajustarse a los datos de captura, lo cual aumenta en gran medida las exigencias computacionales. Los parámetros de mortalidad por pesca se podrían limitar mediante el uso de un modelo espaciotemporal para compartir información entre lugares y tiempo, suavizando así los valores de los parámetros. De forma alternativa, se podría utilizar la aproximación de Pope donde se remueve la captura (recapturas) en el medio del periodo de tiempo. Dicha aproximación podría ser adecuada si los periodos de tiempo son lo suficientemente cortos como para que la mortalidad por pesca sea baja, lo cual sí podría aplicarse al barrilete si se basa en un intervalo de tiempo de un mes.

Abundancia

Se podrían añadir covariables, como aquellas que representan el hábitat del barrilete, para mejorar la predicción de la abundancia, particularmente en celdas con datos limitados o sin datos (por ejemplo, las tasas de desplazamiento verdaderas no desplazan peces de las áreas de liberación a todas las ubicaciones a pesar de que las densidades del barrilete en esos lugares no son mínimas).

$$\log(N_{i,j,t}) = \alpha_t + \gamma_{i,j} + \theta_{i,j,t} + \sum_k \beta_k x_{i,j,t}$$

Donde β_k representa el impacto de la covariable k con valor $x_{i,j,t}$ en la abundancia en el lugar $l(i,j)$ y el tiempo t . El coeficiente de las covariables (β) se calcula simultáneamente con los otros efectos fijos del modelo.

La abundancia se puede modelar con un modelo espacial de dinámica de poblaciones que de forma implícita (Cao *et al.* 2020) o explícita (por ejemplo, Thorson *et al.* 2017) incluye el desplazamiento. Por ejemplo, la abundancia se podría modelar con base en la supervivencia y en el desplazamiento estimado del modelo de marcado.

$$N_{i,j,t+1} = R_{i,j,t} + \sum_{i',j'} \psi_{i',j' \rightarrow i,j} \varphi_{i',j',t} N_{i',j',t}$$

En este caso, los parámetros adicionales serían el reclutamiento $R_{i,j,t}$, y los números iniciales, $N_{i,j,t=0}$. Tanto el reclutamiento como los números iniciales se podrían modelar mediante un modelo espaciotemporal.

El modelado de la dinámica de poblaciones se podría realizar bajo un enfoque enteramente integrado (Maunder y Punt, 2013; Punt *et al.*, 2013) como se describe a continuación.

Captura en número

La captura en número se calcula a partir de la captura en peso dividida entre el peso promedio en cada lugar $l(i,j)$ en el tiempo t . El peso promedio es simplemente la suma del producto de la proporción en cada

talla y el peso para esa talla. La proporción por talla proviene del muestreo de la composición por talla de la captura. No obstante, el muestreo de la composición por talla está limitado y el tamaño de la muestra reducido puede causar que algunos lugares tengan datos de composición sesgados o que no tengan datos. Por lo tanto, el modelado espaciotemporal de los datos de composición puede proporcionar mejores pesos promedio.

Procesos por talla

Varios procesos de poblaciones o de pesca podrían ser por talla o variar a lo largo del tiempo (por ejemplo, mortalidad natural, desplazamiento o selectividad). La estimación de parámetros que representan procesos por talla requeriría el modelado de la estructura por talla de la población y los individuos marcados. Se han desarrollado e implementado modelos espaciotemporales estructurados por talla (por ejemplo, Kai *et al.*, 2017; Maunder *et al.*, 2020) y podrían adaptarse fácilmente a este enfoque. El modelo de individuos marcados podría extenderse para modelar la estructura por talla, pero requeriría la inclusión de una matriz de transición de crecimiento y la estimación de los parámetros de crecimiento (véase Maunder 2002b). Los procesos por talla se podrían modelar como formas funcionales o se podrían utilizar efectos aleatorios para compartir información entre tallas adyacentes.

Variabilidad temporal en procesos

La variabilidad temporal en los procesos de poblaciones y de pesca se puede modelar. La variabilidad temporal ya se incluye en la mortalidad por pesca pero también podría incluirse en la mortalidad por pesca por talla (selectividad). Los procesos variables con el tiempo se podrían modelar mediante covariables o se podrían utilizar efectos aleatorios para compartir información entre periodos de tiempo adyacentes.

Datos adicionales

Se podrían incluir datos adicionales tales como el esfuerzo por informar las tasas de explotación o la composición por talla de la captura para informar la mortalidad por pesca por talla. Sin embargo, a medida que se añaden más datos y procesos, el modelo se acerca cada vez más a una evaluación enteramente integrada como se describe a continuación. Habrá un balance entre ventajas y desventajas entre el contenido de información, el realismo del modelo, las necesidades de información y las exigencias computacionales.

Marcas archivadoras

La inclusión de datos de marcas archivadoras para informar los parámetros de advección-difusión debe mejorar en gran medida la precisión de las estimaciones de los parámetros de desplazamiento. Los datos de marcas archivadoras tienen una escala espacial y temporal fina y es posible que permitan la estimación de los parámetros de advección y difusión que varían a lo largo del espacio y tiempo y de las covariables ambientales. Puede ser que los datos de las marcas archivadoras deban agruparse en escalas temporales y espaciales (por ejemplo, utilizar el lugar más frecuente dentro del periodo de tiempo [por ejemplo, mes]) que hacen que el análisis sea práctico. Se debe considerar el modelado espaciotemporal de los parámetros de desplazamiento.

Otros

El modelo también tendría que considerar la mortalidad relacionada con el marcado (inmediata y a largo plazo), la pérdida de marcas (inmediata y a largo plazo) y las tasas de notificación de marcas. Estos se resumen para el atún barrilete en Maunder (2012c) y en la sección anterior sobre datos de marcado para información reciente.

Se podrían utilizar una variedad de funciones de verosimilitud para ajustar los datos. Dado que muchos individuos son marcados en un solo evento de marcado en el mismo lugar, puede haber seudorreplicación y debe tenerse en cuenta. Sin embargo, el enfoque espaciotemporal del análisis puede encargarse de gran parte de la aparente seudorreplicación.

6. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN Y EVALUACIÓN DE PUNTOS DE REFERENCIA

El objetivo principal de la evaluación es proporcionar asesoramiento de ordenación como la condición de la población y la evaluación de los puntos de referencia. El enfoque propuesto para el modelado de los datos de marcado del barrilete produce una estimación de abundancia. Sin embargo, por si sola, una estimación de abundancia no proporciona un asesoramiento de ordenación útil. El enfoque también estima la tasa de explotación y la mortalidad natural. La continuación del programa de marcado produciría una serie de tiempo de estimaciones de biomasa y de tasa de explotación. Existen varios enfoques que podrían utilizar los resultados del análisis de marcado para proporcionar asesoramiento de ordenación y se describen a continuación.

Análisis del rendimiento por recluta

La condición de la población se puede evaluar mediante la comparación de estimaciones de mortalidad por pesca (o tasa de explotación) con la mortalidad por pesca óptima. Por ejemplo, la mortalidad por pesca se puede comparar con la mortalidad por pesca que produce el rendimiento máximo de una sola cohorte con base en el análisis del rendimiento por recluta (RPR). El análisis de RPR requiere estimaciones de mortalidad natural, las cuales se obtienen del análisis de marcado; de crecimiento, el cual se puede calcular a partir de los datos de marcado recientes y se encuentran disponibles en estudios anteriores (Maunder 2002b señala que el crecimiento se estima en función de la talla, no de la edad); y la selectividad por edad. Se deben realizar supuestos acerca de la selectividad (por ejemplo, la selectividad de filo de cuchillo) o se podría realizar el análisis de marcado teniendo en cuenta la talla para estimar la selectividad por talla. La mortalidad por pesca en comparación con los valores óptimos se podría estimar al tomar las tasas de mortalidad por pesca espacialmente específica y ponderándolas por las estimaciones de abundancia correspondientes o la tasa de explotación calculada simplemente como la captura total dividida entre la estimación de abundancia total. Puede ser que el análisis de RPR tenga que basarse en un modelo estructurado por talla.

El análisis de RPR no toma en cuenta la relación población-reclutamiento. El análisis de RPR se puede transformar en un cálculo similar al de RMS al simplemente añadir una relación población-reclutamiento. Sin embargo, se desconoce la relación población-reclutamiento para el barrilete y tendría que suponerse. Se podría utilizar el análisis de reproductor por recluta (SPR), pero los puntos de referencia utilizados en este están intrínsecamente basados en supuestos sobre la relación población-reclutamiento.

Tendencias de la biomasa y la tasa de explotación

La continuación del programa de marcado producirá una serie de tiempo de estimaciones de biomasa y de tasa de explotación. Esta serie de tiempo podría utilizarse para monitorear la tendencia en el tamaño de la población o las tasas de explotación. La serie de tiempo en sí misma no podría utilizarse para definir un objetivo (por ejemplo, B_{RMS}) y tendrían que usarse reglas simples y, de cierto modo, arbitrarias como la conservación de la biomasa al mismo nivel o el aumento de la misma a X% en Y años. Se puede utilizar la EEO para evaluar las reglas con base en los objetivos de ordenación. Se podría utilizar información del análisis de marcado para mejorar los modelos de operación utilizados en la EEO.

Evaluación global de poblaciones

Las evaluaciones con base en edad (Maunder y Punt 2013) o talla (Punt *et al.* 2013) son el estándar de excelencia para proporcionar asesoramiento de ordenación pesquera. Las evaluaciones previas para el barrilete del OPO no han tenido éxito porque se han basado en índices de abundancia que no se consideran fiables y las estimaciones de biomasa absoluta eran inciertas (Maunder 2016). Contar con información acerca de la mortalidad natural y la biomasa absoluta del estudio de marcado mejoraría en gran medida las evaluaciones. Las estimaciones podrían utilizarse en la evaluación (posiblemente calculadas en clases de tallas) o los datos de marcado integrados directamente en la evaluación (Maunder 1998, 2001; Hampton y Fournier 2001; Goethel *et al.* 2011). La evaluación podría después utilizarse para evaluar la condición de la población y la regla de control de extracción de los atunes tropicales del OPO siguiendo el enfoque utilizado para el atún patudo y el atún aleta amarilla.

Tanto el modelo de evaluación basado en edad (por ejemplo, Maunder y Harley, 2005) como aquel basado en talla (Maunder, 2012b) han sido utilizados para evaluar la población de barrilete en el OPO. No obstante, la determinación de la edad del barrilete representa un problema y los métodos basados en talla pueden resultar más apropiados ya que los datos de crecimiento se basan en incrementos de crecimiento en lugar de en edad (es decir, se basan en tallas); y los datos de marcado se analizan de forma más adecuada mediante métodos basados en talla.

Debido a los problemas de no mezcla con los datos de marcado y a la necesidad de modelar la estructura espacial, la integración de los datos de marcado en el modelo de evaluación requiere cálculos computacionales más intensivos que el análisis anterior. Thorson *et al.* (2017) aplicaron un modelo de producción excedente con desplazamiento en una escala espacial fina pero no incluyeron datos de marcado. Este enfoque se podría extender a un modelo basado en talla incluyendo los datos de marcado. En la actualidad existen modelos multiárea basados en talla con datos de marcado, pero la escala espacial es típicamente más gruesa (Punt *et al.* 2013; McGarvey *et al.* 2010). El enfoque se diferenciaría en cierta medida del enfoque descrito anteriormente ya que el modelo espaciotemporal sería reemplazado por un modelo de dinámica de poblaciones, los componentes marcados y no marcados de la población serían modelados mediante modelos similares y los modelos se estructurarían por talla. El modelo de evaluación resultante sería mucho más exigente en cuanto a cuestiones computacionales. Es posible que la selectividad en forma de domo previamente encontrada (Maunder y Harley, 2005) represente todavía un problema en la evaluación, pero se debería investigar la estimación utilizando los datos de marcado.

7. PLAN DE TRABAJO Y CRONOGRAMA

Se presentará un modelo exploratorio inicial en la reunión del CCA de 2022. El modelo final se presentará en la reunión del CCA de 2023. El modelo final probablemente se basará en la simplificación de los

supuestos debido a limitaciones computacionales y restricciones de tiempo. Por ejemplo, las estimaciones de abundancia se basarán en un modelo espaciotemporal y se buscará utilizar un modelo de dinámica de poblaciones en los próximos años. Es por ello que, de inicio, es muy probable que el asesoramiento de ordenación esté basado en cálculos de rendimiento por recluta.

Los datos del crucero de marcado de 2022 estarán disponibles hasta inicios de 2023 y no queda claro si estos datos se podrían incluir en los análisis que se presentarán en la reunión del CCA de 2023. Se podría producir una evaluación de referencia en 2024 para corresponder al ciclo de ordenación actual si es 2022-2024.

8. DISCUSIÓN

El atún barrilete en el OPO no ha sido evaluado de manera fiable y el uso de datos de marcado convencionales es la opción a corto plazo más prometedor para obtener una evaluación adecuada. No obstante, las prácticas de marcado del barrilete, las cuales requieren el uso de buques cañeros, restringen considerablemente las oportunidades de marcado, reduciendo así la distribución espacial de las marcas. Por lo tanto, cualquier análisis debe tratar con la mezcla de marcas.

El modelo propuesto combina dos enfoques computacionalmente intensivos: un modelo de advección-difusión para el desplazamiento de marcas (Sibert *et al.*, 1999; Thorson *et al.*, 2017) y un modelo espaciotemporal para la estimación de la abundancia (Thorson *et al.* 2015). Habrá un balance entre ventajas y desventajas entre el contenido de información, el realismo del modelo, las necesidades de información y las exigencias computacionales. Los análisis iniciales deberán basarse en los modelos más simples, como se describe anteriormente, y se añadirá mayor complejidad de manera gradual para determinar los límites de los recursos computacionales. Puede que sea necesario simplificar aún más las tasas de desplazamiento (por ejemplo, compartidas entre grandes zonas y bloques de tiempo) para reducir el número de parámetros. Sin embargo, Sibert *et al.* (1999) mostraron que el desplazamiento del barrilete es altamente variable en los periodos de tiempo estacionales e interanuales.

El enfoque se puede probar en datos simulados del modelo espacial de poblaciones (SPM, por sus siglas en inglés) de Mormede *et al.* (2013), el cual se está utilizando para probar varios enfoques diferentes para analizar datos de poblaciones estructuradas espacialmente. Se está desarrollando un conjunto de datos simulados con base en el atún aleta amarilla del Océano Índico, el cual tendrá características similares a la población de atún barrilete del OPO, y los datos de marcado (Dunn *et al.* 2020).

El modelo tendría que considerar la mortalidad relacionada con el marcado, la pérdida de marcas y las tasas de notificación de marcas. Estos se resumen para el atún barrilete en Maunder (2012c) y en la sección anterior referente a los datos de marcado en donde se encuentran datos recientes. Las estimaciones para estas cantidades están disponibles, pero son en su mayoría de estudios históricos o pueden ser poco fiables.

Pérdida de marcas

Bayliff y Mobernd (1972) estimaron pérdida de marcas para el atún aleta amarilla por medio de experimentos de doble marcado. Maunder *et al.* (2007) estimaron la pérdida inmediata y continua de marcas para el barrilete, el aleta amarilla y el patudo combinados pero la pérdida de marcas pudo deberse a técnicos de marcado mal entrenados. Hampton (2000) utilizó una combinación de la pérdida instantánea de marcas y la no notificación instantánea de marcas para las tres especies de atunes y la

pérdida continua de marcas con base en Hampton (1997). Se realizó marcado doble en el OPO durante el año 2000 con una tasa de pérdida de alrededor del 13%, pero la tasa dependía mucho de la experiencia de quien pone las marcas. Se podrían realizar experimentos de doble marcado en el crucero de marcado de 2022 si es necesario.

Mortalidad relacionada con marcado

Hampton (1997) supuso que la mortalidad relacionada con el marcado era insignificante. Hoyle *et al.* (2015) encontraron que las tasas de recuperación diferían sustancialmente entre marcadores, lo que sugiere que las diferencias relacionadas con los marcadores en los procesos de marcado y liberación pueden traducirse en una variabilidad sustancial en las tasas de supervivencia. Es posible que la mortalidad relacionada con el marcado se deba a lesiones al momento de realizar el marcado, o bien, al comportamiento frenético de los barriletes en las cunas de marcado o la depredación cuando son liberados podría ser sustancial en algunos lugares de marcado.

Tasa de notificación

Creemos que la tasa de notificación de los datos de marcado de los cerqueros a utilizarse en nuestros análisis es relativamente alta debido al uso de especialistas en recuperación de marcas (ver la sección anterior sobre datos de marcado). Sin embargo, las tasas de notificación pueden variar por flota y a través del tiempo y pueden tener un gran impacto en los resultados. Los datos presentados en Bayliff (1971) indican que la tasa de notificación fue de alrededor del 91% pero esta estimación está basada en datos limitados. Maunder *et al.* (2007) estimaron tasas de notificación entre el 50% y el 70% para el atún barrilete de experimentos de siembra de marcas, con tasas de notificación que disminuyen con la talla. Hoyle (2011) encontró tasas de notificación bajas de alrededor del 50%.

Otra fuente de datos para una evaluación del barrilete es la abundancia en las boyas con ecosonda. Esta información puede utilizarse para producir un índice de abundancia relativa (Santiago *et al.* 2019). No obstante, la serie de tiempo sería corta dado que los datos solo están disponibles de forma voluntaria para parte de la flota desde 2010. Además, debido a las grandes fluctuaciones en la abundancia de barrilete, sería poco probable que el índice pudiera estimar la abundancia absoluta sin estimaciones fiables de reclutamiento (por ejemplo, datos de composición por talla). Sin embargo, el índice se podría utilizar como indicador o como información auxiliar para la evaluación basada en el marcado durante años después de los estudios de marcado.

También se debe considerar el marcado y recaptura por parientes cercanos (CKMR; por sus siglas en inglés, Bravington *et al.* 2016) para evaluar el atún barrilete. El CKMR permitiría el “marcado” de los peces capturados en buques cerqueros y reduciría los problemas con la mezcla de marcas. Sin embargo, la gran abundancia de barrilete puede hacer que el enfoque no sea práctico en sentido económico. Información acerca del CKMR y su aplicabilidad a las poblaciones gestionadas por la CIAT se presenta en Maunder *et al.* (2021).

9. AGRADECIMIENTOS

James Thorson y Simon Hoyle proporcionaron asesoramiento sobre la metodología.

10. REFERENCIAS

- Bayliff, W. H. 1971. Estimates of the rates of mortality of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean derived from tagging experiments. *Inter-Am. Trop. Tuna Comm. Bull.*, 15: 379–436
- Bayliff, W.H. 1988. Growth of skipjack, *Katsuwonus pelamis*, and yellowfin, *Thunnus albacares*, tunas in the eastern Pacific Ocean as estimated from tagging data. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 19: 307-385.
- Bayliff, W.H., and Mobrand, L.M. 1972. Estimates of the rates of shedding of dart tags from yellowfin tuna. *Inter-Am. Trop. Tuna Comm. Bull.* 15: 441–462.
- Bravington MV, Skaug HJ, Anderson EC (2016) Close-Kin Mark-Recapture. *Statistical Science* 31, 259-274.
- Cao, J. Thorson, J.T., Punt, A.E., Szuwalski, C., 2020. A novel spatiotemporal stock assessment framework to better address fine-scale species distributions: Development and simulation testing. *Fish Fish.* 21, 350-367.
- Dunn, A. Hoyle, S., Datta, S., 2020. Development of spatially explicit operating models for yellowfin tuna populations in the Indian Ocean. IOTC-2020-WPTT22(AS)-19_Rev1
- Goethel, D. R., Quinn II, T. J., and Cadrin, S. X. 2011. Incorporating spatial structure in stock assessment: movement modeling in marine fish population dynamics. *Reviews in Fisheries Science*, 19: 119–136.
- Hampton, J. 1997. Estimates of tag-reporting and tag-shedding rates in a large-scale tuna tagging experiment in the western tropical Pacific Ocean. *Fish. Bull. U.S.* 95: 68–79.
- Hampton J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1002-1010.
- Hampton, J., Fournier, D.A., 2001. A spatially disaggregated, length-based, age structured population model of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western and central Pacific Ocean. *Mar. Freshw. Res.* 52, 937–963.
- Hilborn, R. and Mangel, M. 1997. *The Ecological Detective: Confronting Models with Data*, Princeton Univ. Press, Princeton, NJ.
- Hoyle, S.D., 2011. Tag reporting rate prior distributions for the 2011 bigeye, yellowfin, and skipjack stock assessments. WCPFC-SC7-2011/SA- IP-10
- Hoyle, S.D., Leroy, B.M., Nicol, S.J., Hampton, J., 2015. Covariates of release mortality and tag loss in large-scale tuna tagging experiments. *Fish. Res.* 163, 106-118.
- Kai, M., Thorson, J.T., Piner, K.R., Maunder, M.N., 2017. Spatio-temporal variation in size-structured populations using fishery data: an application to shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) in the Pacific Ocean. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 74, 1765–1780.
- Kristensen, K., Nielsen, A., Berg, C.W., Skaug, H., Bell, B.M., 2016. TMB: automatic differentiation and laplace approximation. *J. Stat. Softw.* 70, 1–21.

Lehodey, P., Senina, I., Calmettes, B., Hampton, J., Nicol, S., Williams, P., Jurado Molina, J., Ogura, M., Kiyofuji, H., and Okamoto, S. 2011. SEAPODYM working progress and applications to Pacific skipjack tuna population and fisheries. WCPFC-SC7-2011/EB-WP 06 rev. 1.

Maunder, M.N., 1998. Integration of Tagging and Population Dynamics Models in Fisheries Stock Assessment. PhD Thesis, University of Washington, 306 pp.

Maunder, M.N., 2001. Integrated Tagging and Catch-at-Age ANalysis (ITCAAN). In: Kruse, G.H., Bez, N., Booth, A., Dorn, M.W., Hills, S., Lipcius, R.N., Pelletier, D., Roy, C., Smith, S.J., Witherell, D. (Eds.), Spatial Processes and Management of Fish Populations, Alaska Sea Grant College Program Report No. AK-SG-01-02. University of Alaska Fairbanks, Fairbanks, Alaska, pp. 123–146.

Maunder, M.N. 2002a. Growth of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) in the eastern Pacific Ocean, as estimated from tagging data. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 22: 93-131.

Maunder, M.N. 2002b. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 3: 135-200.

Maunder, M.N. 2012a. Updated indicators of stock status for skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. SAC3.

Maunder, M.N. 2012b. Preliminary analysis of historical and recent skipjack tuna tagging data to explore information on exploitation rates SAC3

Maunder, M.N. 2012c. A length based meta-population stock assessment model: application to skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. SAC3.

Maunder, M. N. 2014. Management Strategy Evaluation (MSE) Implementation in Stock Synthesis: Application to Pacific Bluefin Tuna. IATTC Stock Assessment Report 15: 100-117.

Maunder, M.N., 2016. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean in 2015. IATTC Document SAC-07-05c.

Maunder, M.N., 2019. Updated indicators of stock status for skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. IATTC DOCUMENT SAC-10-09

Maunder, M.N., Lennert-Cody, C.E., Aires-da-Silva, A.M., and Xu, H. 2021. Considerations for conducting Close Kin Mark Recapture of stocks managed by the IATTC. IATTC DOCUMENT SAC-12 INF-XX

Maunder, M.N. and Deriso, R.B. 2007. Using indicators of stock status when traditional reference points are not available: evaluation and application to skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 8: 229-248.

Maunder, M.N. and Harley, S.J. 2005. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean in 2003 and outlook for 2004. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 5: 109-167.

Maunder, M.N. and Hoyle, S.D. 2007. A novel method to estimate relative abundance from purse-seine catch-per-set data using known abundance of another species. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 7: 283-297.

- Maunder, M.N., Punt, A.E., 2013. A review of integrated analysis in fisheries stock assessment. *Fish. Res.* 142, 61–74.
- Maunder, M.N., K. Schaefer, D. Fuller, and E. Altamirano Nieto. 2007. Estimating tag reporting and tag shedding for tunas in the EPO. In Maunder, M.N. (compiler) Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission Workshop on Using Tagging Data for Fisheries Stock Assessment and Management.
- Maunder, M.N., Thorson, J.T., Xu, H., Oliveros-Ramos, R., ... 2020. The need for spatio-temporal modeling to determine catch-per-unit effort based indices of abundance and associated composition data for inclusion in stock assessment models. *Fish. Res.* 105594.
- Maunder, M.N., Lennert-Cody, C.E., Aires-da-Silva, A.M., and Xu, H. 2021. Considerations for conducting Close Kin Mark Recapture of stocks managed by the IATTC. IATTC DOCUMENT SAC14XXXX.
- McGarvey, R., Linnane, A., Feenstra, J. E., Punt, A. E., and Matthews, J. M. 2010. Integrating recapture-conditioned movement estimation into spatial stock assessment: a South Australian lobster fishery application. *Fisheries Research*, 105: 80–90.
- Mormede S., A. Dunn, S. Parker and S. Hanchet, 2013. A spatially explicit population dynamics operating model for Antarctic toothfish in the habitable depths of the Ross Sea region. FSA-13-53
- Punt, A.E., Huang, T.-C., Maunder, M.N., 2013. Review of integrated size-structured models for stock assessment of hard-to-age crustacean and mollusc species. *ICES J. Mar. Sci.* 70, 16–33.
- Santiago, J., Uranga, J., Quincoces, I., Orue, B., Grande, M., Murua, H., Merino, G., Urtizbera, A., Pascual, P., Boyra, G. 2019. A novel index of abundance of juvenile yellowfin tuna in the Atlantic Ocean derived from echosounder buoys. ICCAT SCRS/2019/075_REV
- Senina I., Sibert J., & Lehodey P. (2008). Parameter estimation for basin-scale ecosystem-linked population models of large pelagic predators: application to skipjack tuna. *Progress in Oceanography*, 78: 319-335.
- Senina, I., Lehodey, P., Sibert, J., and Hampton, J. 2020. Integrating tagging and fisheries data into a spatial population dynamics model to improve its predictive skills. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 77: 576–593
- Sibert, J.R., Hampton, J., Fournier, D.A., and Bills, P.J. 1999. An advection–diffusion–reaction model for the estimation of fish movement parameters from tagging data, with application to skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* Vol. 56, 1999: 925-938.
- Thorson, J.T., Shelton, A.O., Ward, E.J., Skaug, H., 2015. Geostatistical delta-generalized linear mixed models improve precision for estimated abundance indices for West Coast groundfishes. *ICES J. Mar. Sci.* 72, 1297–1310.
- Thorson, J.T., Jannot, J., and Somers, K. 2017. Using spatio-temporal models of population growth and movement to monitor overlap between human impacts and fish populations. *Journal of Applied Ecology* 2017, 54, 577–587
- Valero, J.L., Aires-da-Silva, A. 2019. 1st workshop on management strategy evaluation (MSE) for tropical tunas: Overview, objectives and performance metrics. https://www.iattc.org/Meetings/Meetings2019/WSMSE-01/_English/WSMSE-01-

RPT_1st%20Workshop%20on%20Management%20Strategy%20Evaluation%20for%20tropical%20tunas.
pdf

Valero, J.L., Aires-da-Silva, A., Maunder, M.N., Mente-Vera, C., Martínez-Ortiz, J., Torrejón-Magallanes, E.J., and Carranza, M.N. 2016. Exploratory management strategy evaluation (MSE) of dorado (*Coryphaena hippurus*) in the southeastern Pacific Ocean. IATTC DOCUMENT SAC-07-06a(ii)

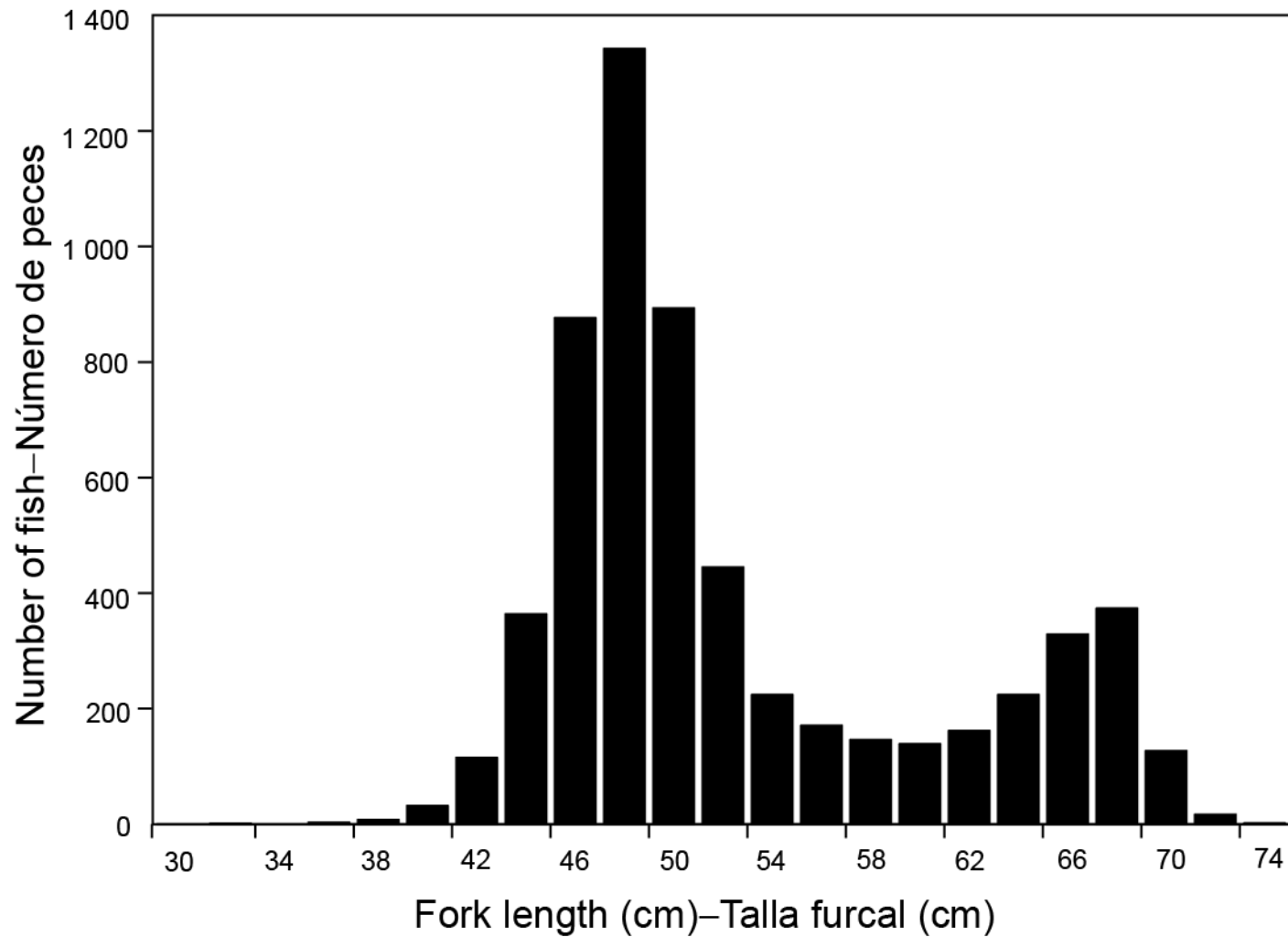


FIGURE 1. Length frequency distribution of 5,998 skipjack tuna tagged and released with plastic dart tags during 2019 and 2020 under the IATTC Regional Tuna Tagging Program (RTTP) in the EPO.

FIGURA 1. Distribución de la frecuencia de talla de 5,998 atunes barrilete marcados y liberados con marcas de dardo plásticas durante 2019 y 2020 bajo el Programa Regional de Marcado de Atunes (PRMA) de la CIAT en el OPO.

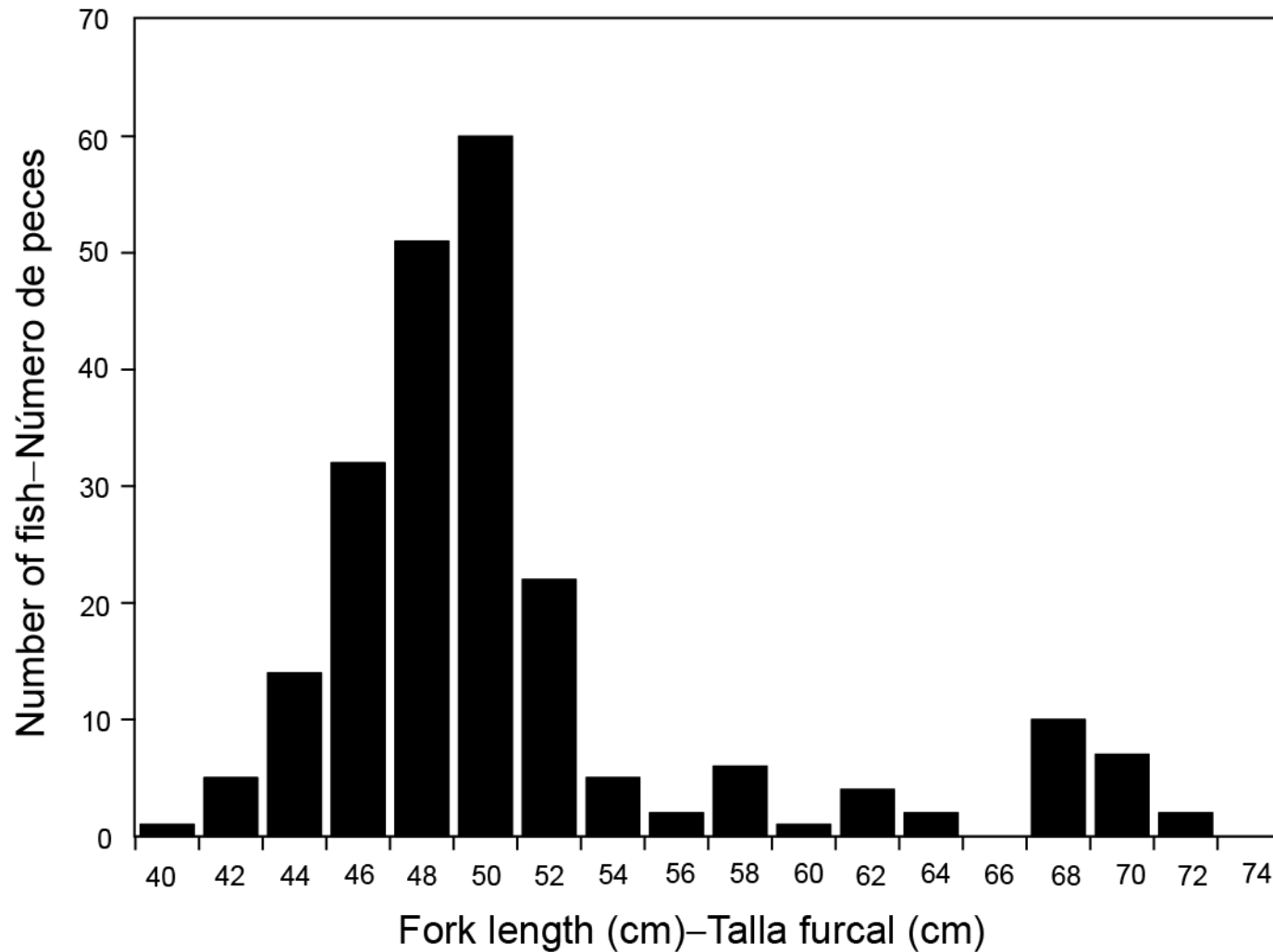


FIGURE 2. Length frequency distribution of 224 skipjack tuna tagged and released with archival tags during 2019 and 2020 under the IATTC Regional Tuna Tagging Program (RTTP) in the EPO.

FIGURA 2. Distribución de la frecuencia de talla de 224 atunes barrilete marcados y liberados con marcas archivadoras durante 2019 y 2020 bajo el Programa Regional de Marcado de Atunes (PRMA) de la CIAT en el OPO.

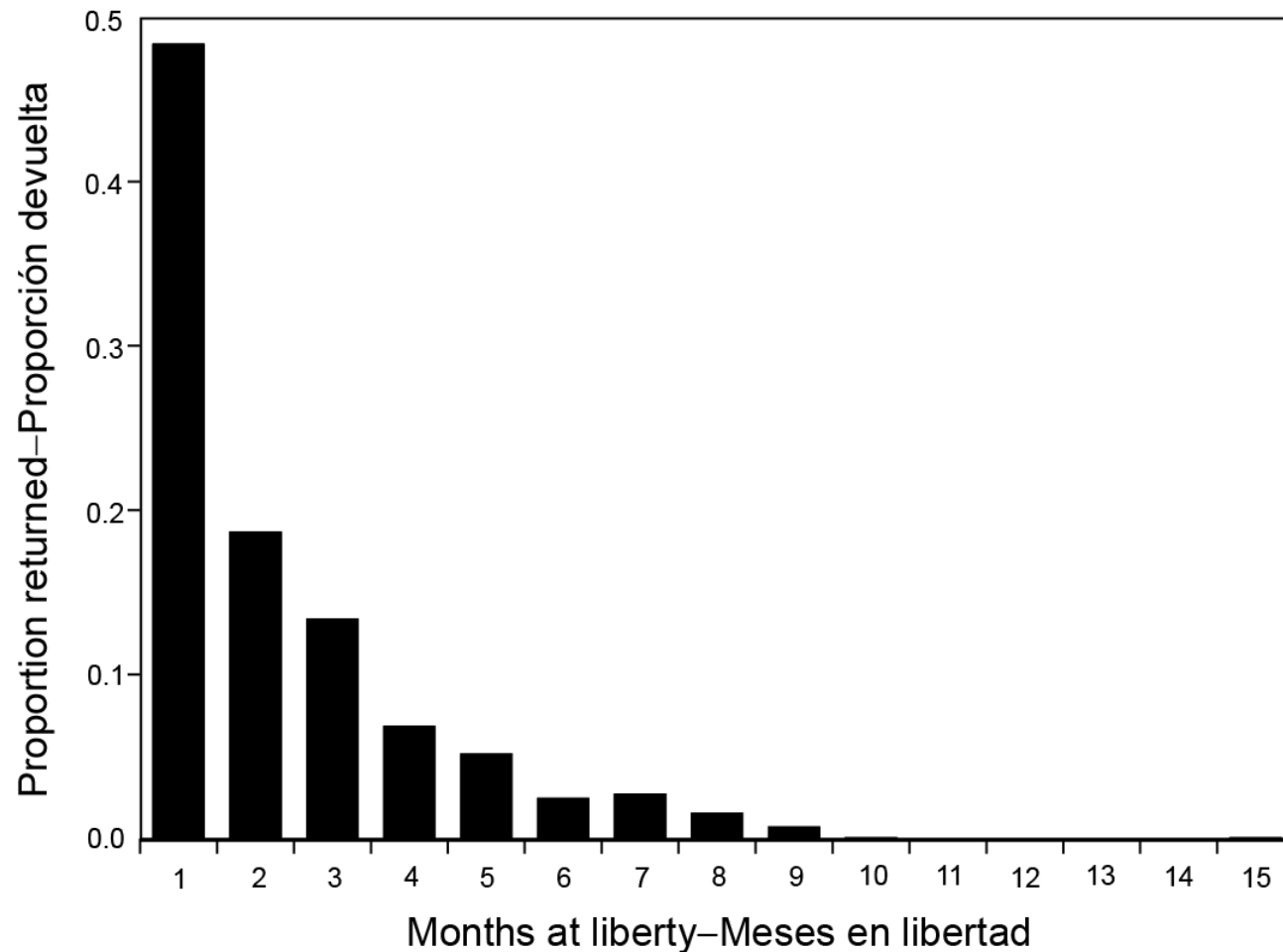


FIGURE 3. Proportion of skipjack tuna tags returned ($n = 1,389$) by months at liberty. Only the tag returns from fish, whose recapture information fell within the speed filter threshold are included. Fish were tagged under the IATTC Regional Tuna Tagging Program (RTTP) in the EPO (1999-2020).

FIGURA 3. Proporción de marcas de atún barrilete devueltas ($n = 1,389$) por meses en libertad. Solo se incluyeron las devoluciones de marcas de peces cuya información caía dentro del umbral del filtro de velocidad. Los peces fueron marcados bajo el Programa Regional de Marcado de Atunes (PRMA) de la CIAT en el OPO (1999-2020).

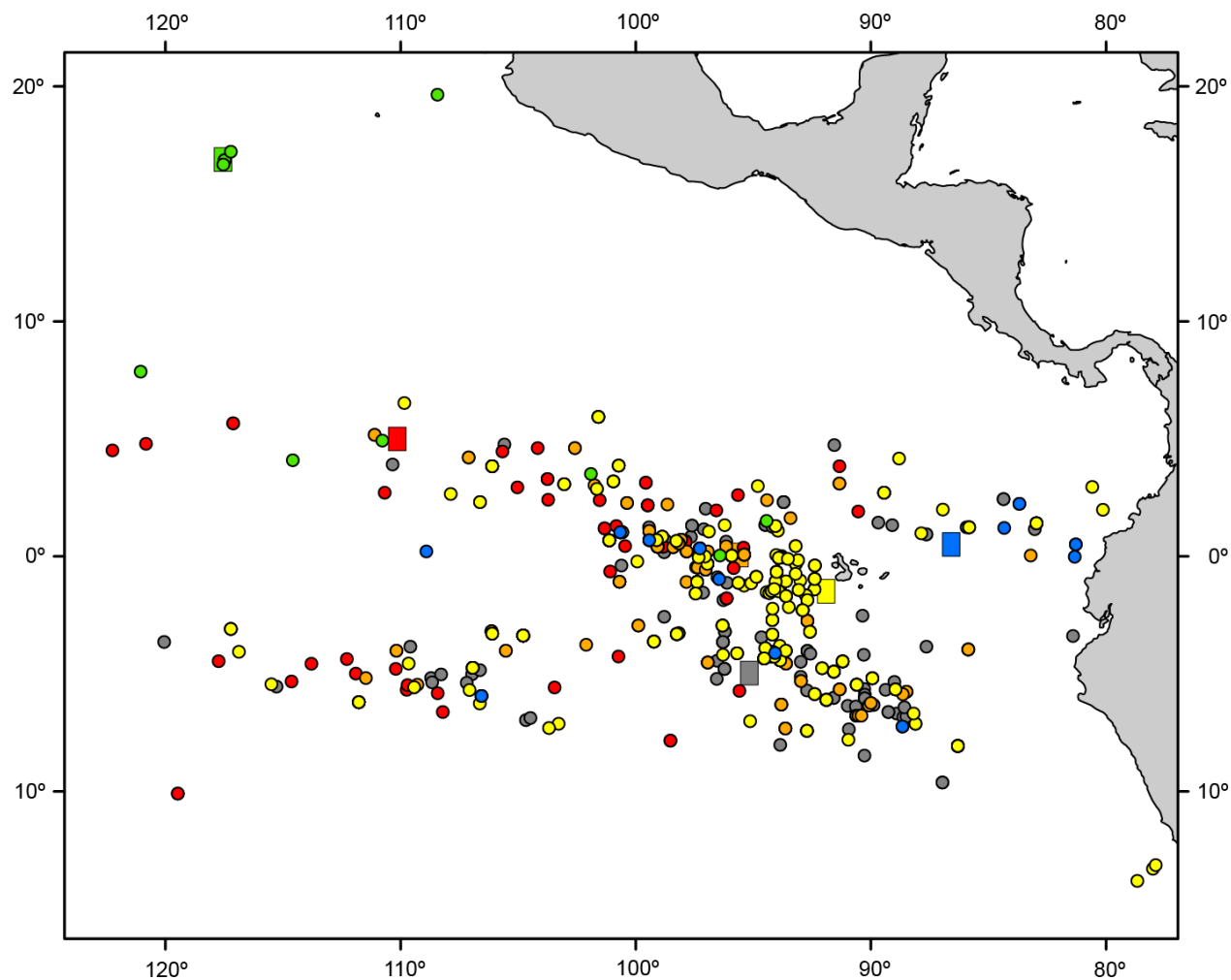


FIGURE 4. Skipjack tuna linear displacements ($n = 700$) for fish at liberty greater than 30 d shown as dots, color coded for six distinct release locations, shown as squares. Fish were tagged under the IATTC Regional Tuna Tagging Program (RTTP) in the EPO (1999-2020).

FIGURA 4. Los desplazamientos lineales del atún barrilete ($n = 700$) para peces en libertad mayor a 30 d se muestran como puntos, codificados por colores para seis lugares distintos de liberación, se muestran como cuadrados. Los peces fueron marcados bajo el Programa Regional de Mercado de Atunes (PRMA) de la CIAT en el OPO (1999-2020).

TABLE 1. Releases and returns of plastic dart tags, by year of release and days at liberty. Percent of total tag returns which were validated by tag recovery specialists as high confidence are provided. Fish were tagged under the IATTC Regional Tuna Tagging Program (RTTP) in the EPO (1999-2020).

TABLA 1. Liberaciones y devoluciones de marcas de dardo plásticas por año de liberación y días en libertad. Se proporciona el porcentaje del total de devoluciones de marcas que fueron validadas por especialistas en recuperación de marcas como de alta confianza. Los peces fueron marcados bajo el Programa Regional de Marcado de Atunes (PRMA) de la CIAT en el OPO (1999-2020).

Año	Liberadas	Devueltas					Total (%)	Porcentaje de Alta Confianza (n)
		<30	30-89	90-179	180 – 365	>365		
2019	177	6	19	5	2	1	35 (19.8)	60.0 (21)
2020	5854	730	466	210	71		1,569 (26.8)	18.3 (287)
Total	6031	736	485	215	73	1	1,604 (26.6)	19.2 (308)

TABLE 2. Releases and returns of archival tags, by year of release and days at liberty. Fish were tagged under the IATTC Regional Tuna Tagging Program (RTTP) in the EPO (1999-2020).

TABLA 2. Liberaciones y devoluciones de marcas archivadoras por año de liberación y días en libertad. Los peces fueron marcados bajo el Programa Regional de Marcado de Atunes (PRMA) de la CIAT en el OPO (1999-2020).

Año	Liberadas	Devueltas					Total (%)
		<30	30-89	90-179	180 – 365	>365	
2019	43	3	0	0	2	0	5 (11.6)
2020	185	10	13	9	3	NA	35 (18.9)
Total	228	13	13	9	5	0	40 (17.5)