

COMISION INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL
GRUPO DE TRABAJO AD HOC PERMANENTE SOBRE PLANTADOS
6ª REUNIÓN
(por videoconferencia)
12-13 de mayo de 2022

DOCUMENTO FAD-06-03

INDICADORES DE BIOMASA DE ATUNES TROPICAL A PARTIR DE BOYAS CON ECOSONDA EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL

Jon Uranga¹, Jon López², Maitane Grande¹, Cleridy E. Lennert-Cody², Iñaki Quincoces¹, Igor Granado¹, Mark N. Maunder², Alexandre Aires-da-Silva², Gorka Merino¹, Hilario Murua³, Josu Santiago¹

RESUMEN

La colaboración con algunas asociaciones de armadores de buques atuneros que operan en el Océano Pacífico oriental y los proveedores de boyas, permitió el acceso a la información registrada por sus boyas satelitales con ecosonda rastreadas por GPS desde 2010. Estas boyas instrumentadas informan a los pescadores de forma remota y en tiempo real sobre la geolocalización precisa de los dispositivos agregadores de peces (plantados) y la presencia y abundancia de agregaciones de peces debajo de ellos. Por lo tanto, las boyas con ecosonda se consideran buenas plataformas de observación para proporcionar datos independientes de la captura y evaluar potencialmente la abundancia de atunes y especies acompañantes en los plantados. Las boyas con ecosonda actuales proporcionan un único valor de biomasa sin discriminar la composición por talla o especie de los peces. Por lo tanto, los datos de las boyas con ecosonda deben combinarse con datos de pesca, composición por especie y talla promedio para obtener indicadores por especie. Este artículo presenta un método novedoso y una estimación de un índice de abundancia para el atún barrilete en el Océano Pacífico oriental derivado de boyas con ecosonda para el período 2012-2021, que se utiliza en la evaluación provisional de la población.

1. INTRODUCCIÓN

Históricamente, las evaluaciones de poblaciones de especies de atunes tropicales se han basado casi exclusivamente en estimadores de abundancia que dependen de las capturas comerciales y el esfuerzo de pesca derivado de las bitácoras de los capitanes o de los datos de los observadores (Maunder y Punt 2004). Estos datos de captura y esfuerzo se utilizan para proporcionar información sobre tendencias relativas en la abundancia de peces que se integran en modelos de evaluación de poblaciones a fin de valorar el estado y la evolución de las poblaciones de peces (Quinn y Deriso 1999). Los índices de abundancia relativa basados en la Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) se relacionan con la abundancia, a través del coeficiente de capturabilidad (q). Sin embargo, esta proporcionalidad se ve afectada por diversos factores, como las variaciones en la eficacia pesquera, la dinámica espacial de la flota o especie y los cambios en las especies objetivo (Maunder y Punt 2004; Maunder *et al.*

¹ AZTI, Marine Research, Basque Research and Technology Alliance (BRTA). Txatxarramendi ugarte a z/g, 48395. Sukarrieta - Bizkaia, España

² Comisión Interamericana del Atún Tropical, 8901 La Jolla Shores Drive, La Jolla CA 92037, USA

³ International Seafood Sustainability Foundation (ISSF). 1440 G Street NW Washington DC 20005. U.S. hmurua@issf-foundation.org

2006). Para tratar de eliminar los efectos de estos factores en los datos de CPUE para poder identificar los cambios relacionados con la abundancia de la población, se utiliza la estandarización de la CPUE.

En el caso de la pesquería de cerco de atunes tropicales, la eficacia pesquera ha aumentado significativamente con la incorporación de nueva tecnología a bordo y con el uso de dispositivos agregadores de peces (plantados) (López *et al.* 2014; Torres-Irineo *et al.* 2014; Gaertner *et al.* 2016). Las dificultades de proporcionar nuevas covariables basadas en datos de escala fina para reflejar estos cambios tecnológicos y la progresión del esfuerzo y la falta de un buen sustituto del esfuerzo cerquero, y en particular de los plantados, impidieron que los científicos estandarizaran las CPUE de la pesquería sobre plantados (Gaertner *et al.* 2016; Katara 2018; Wain 2021). Por consiguiente, la CPUE de la pesquería de cerco sobre plantados no se ha incluido en los modelos de evaluación de poblaciones de atunes tropicales. Al mismo tiempo, los proyectos colaborativos exitosos entre la ciencia y la industria han comenzado a brindar información sobre la adopción de avances tecnológicos en esta flota como un medio para mejorar el proceso de estandarización de la CPUE (Wain 2021) y, en última instancia, las evaluaciones de los atunes tropicales.

La introducción de boyas satelitales con ecosonda sujetas a esos plantados (Scott 2014) proporciona un método alternativo para observar la dinámica de las agregaciones y permitir la estimación de índices independientes de la captura. Estas boyas instrumentadas brindan a los pescadores información diaria sobre la posición de la boya y una estimación aproximada de la biomasa de peces debajo de los plantados y las convierte en plataformas eficaces de observación para monitorear remotamente agregaciones de atunes y otras especies de forma sistemática y no invasiva. En los últimos años, las colaboraciones entre la industria y la investigación han permitido recolectar datos derivados de boyas y se han desarrollado marcos metodológicos científicos para extraer información fiable de estos datos (Orue *et al.*, 2019). Esta información ha demostrado ser útil para la ciencia y ya se ha utilizado, por ejemplo, para investigar el comportamiento y la ecología de los atunes alrededor de los plantados y proporcionar índices de abundancia derivados de boyas (López *et al.* 2014; Capello *et al.* 2016; Moreno 2016; Orue *et al.*, 2019; Santiago *et al.* 2019; Baidai 2020).

También recientemente, el Índice de Abundancia Derivado de las Boyas (IAB), que se basa en la relación proporcional entre la estimación de la biomasa de la boya con ecosonda y la abundancia total de atunes, se ha incorporado en las evaluaciones de poblaciones de patudo y aleta amarilla de la ICCAT (CICAA 2019, 2021). Con base en ese éxito, se estableció un marco de trabajo colaborativo, con el apoyo de la International Seafood Sustainability Foundation (ISSF), entre la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) y AZTI, en colaboración con proveedores de boyas con ecosonda y algunas empresas pesqueras de buques cerqueros que pescan atunes tropicales en el Océano Pacífico oriental (es decir, empresas integradas en la asociación de buques pesqueros OPAGAC-AGAC y Cape Fisheries). Esta colaboración tiene como objetivo producir IAB que sean fiables para las especies de atunes tropicales en la región. Este artículo presenta la aplicación de este método novedoso para generar un índice de abundancia para el atún barrilete en el OPO a partir de la información de las boyas con ecosonda para el período 2012-2021, que se ha incluido en la evaluación provisional del barrilete realizada por el personal de la CIAT en 2022 (SAC-13-07) y puede informar los futuros índices de abundancia para las tres principales especies de atunes tropicales (barrilete, aleta amarilla y patudo). Algunos resultados preliminares del proyecto colaborativo fueron presentados en la 5ª reunión del Grupo de Trabajo Permanente *Ad-hoc* sobre Plantados, junto con una lista de ideas y tareas para mejorar aún más estos indicadores. Este documento actualiza los resultados del índice anterior y presenta los avances en ciertos aspectos de la metodología durante 2021 y 2022.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Prefiltrado de datos acústicos

Los principales datos utilizados en este análisis son registrados por boyas satelitales con ecosonda sujetas a plantados utilizados por la pesquería de cerco de atunes tropicales del OPO. En este análisis en particular, solo se utilizaron los datos proporcionados por el fabricante de boyas Satlink. Las

especificaciones técnicas de las boyas, por modelo, se muestran en la Tabla 1. Todas las boyas registran información desde los 3 hasta los 115 m de profundidad divididas en 10 estratos verticales homogéneos, cada una con una resolución de 11.2 m (los primeros 3 m corresponden a la zona ciega). Durante el período analizado, enero de 2012 a diciembre de 2021, la flota utilizó cinco modelos diferentes de boyas: DS+, DSL, ISD, ISL y SLX ([Tabla 1](#)).

Las empresas pesqueras que amablemente facilitaron la información recolectada por sus boyas con ecosonda fueron: Albacora, Calvo, Garavilla, Ugavi, y Cape Fisheries. Esto corresponde a un total de 23 buques cerqueros de 5 pabellones diferentes (Panamá, España, Ecuador, El Salvador, EE. UU.) que operan en el Área de la Convención de la CIAT.

En la base de datos se incluyó un total de 12.39 millones de registros acústicos de 38,321 boyas. Los años 2010 y 2011 se descartaron debido al bajo número de registros disponibles ([Figura 1](#)) y los registros acústicos de áreas con bajo número de observaciones (menos de 200 registros en rectángulos estadísticos de 5°x5°) y los que estaban al oeste de 150°O se excluyeron para este análisis.

De cada registro individual de datos, transmitido vía satélite, se extrajo la siguiente información: “Name”, número de identificación único de la boya, dado por el código del modelo (DS+, DSL, ISL, ISD, SLX) seguido por 5-6 dígitos, “OwnerName”, nombre del dueño de la boya asignada a un buque cerquero único, “MD”, descriptor del mensaje (160, 161 y 162 para datos de posición, sin datos de ecosonda, y 163, 168, 169 y 174 para datos de ecosonda), “StoredTime”, fecha (día/mes/año) y hora (HH:MM) de la posición y los registros de la ecosonda; “Latitude, Longitude”, información de latitud y longitud del GPS asociada al registro (en decimales), “Bat”, nivel de carga de la batería de la boya, en porcentaje (no se proporciona, excepto los modelos D+ y DS+, en voltaje); “Speed”, velocidad estimada de la boya en nudos, “Layer1-Layer10”, toneladas estimadas de atún por estrato (los valores se estiman mediante un método del fabricante que convierte la retrodispersión acústica sin procesar en biomasa en toneladas, utilizando un procedimiento de ecointegración de estrato por profundidad basado exclusivamente en un algoritmo que utiliza la fuerza de blanco (TS, de *Target Strength*) y peso del atún barrilete), “Sum”, suma de la biomasa estimada para todos los estratos “Max”, biomasa máxima estimada en cualquier estrato y “Mag1, Mag3, Mag5 y Mag7”, magnitudes correspondientes a los conteos de objetivos detectados según la TS del pico de detección.

Se aplicó un conjunto de cinco filtros a los datos originales para eliminar artefactos: 1) filas aisladas, duplicadas y ubicuas, que son causadas principalmente por incidentes de comunicación satelital; 2) boyas ubicadas a 1 km o más cerca de tierra o ubicadas en la plataforma continental (es decir, una profundidad de fondo inferior a 200 m), detectadas y eliminadas usando datos de la costa de la base de datos GSHHG (Wessel 1996) y una información batimétrica global (Amante and Eakins 2009); y 3) posiciones “a bordo” o “en el mar”, identificadas mediante un algoritmo de Bosques Aleatorios (Orue *et al.* 2019; Santiago *et al.* 2020); estos casos se relacionan principalmente con activaciones de boyas a bordo de buques antes de la siembra y posterior a la recuperación.

Además de los filtros de limpieza de datos mencionados anteriormente, se utilizaron los siguientes criterios de selección (Santiago *et al.* 2020) a fin de elaborar el conjunto final de datos para alimentar el análisis de estandarización: i) se excluyeron los estratos menos profundos (<25m) porque se considera que reflejan potencialmente especies que no son atunes (por ejemplo, Orue *et al.* 2019); ii) solo se consideraron para el análisis los datos registrados alrededor de la salida del sol, entre las 4 a.m. y las 8 a.m. hora local, porque se supone que capturan mejor la biomasa que está debajo de los plantados (por ejemplo, Moreno *et al.* 2007 y FAD-06-01; las horas cercanas a la salida del sol son las preferidas por los pescadores para los lances sobre plantados) y finalmente iii) se seleccionaron datos acústicos pertenecientes a lo que definimos como “segmentos vírgenes” para utilizar el segmento de trayectoria de una boya cuyo plantado asociado probablemente represente una nueva siembra que ha sido potencialmente colonizado por atunes y aún no ha sido pescado. Para calcular los segmentos vírgenes, la información de una sola boya se dividió en segmentos más pequeños en los que la

diferencia entre dos observaciones consecutivas de la misma boya superaba los 30 días. También se ensayaron valores de 5 y 15 días. Lo primero parece poco probable ya que puede representar boyas que se han resembrado a un ritmo bastante razonable, mientras que lo segundo no tuvo impacto en los índices finales. Se eliminaron los segmentos con menos de 30 observaciones y los que tenían una diferencia de tiempo entre cualquiera de las observaciones consecutivas mayor de 4 días durante los primeros 35 días. Finalmente, a partir de los datos restantes, nos concentramos en la información correspondiente a 20-35 días en el mar, el tiempo en el mar durante el cual los plantados parecen ser colonizados (Orue *et al.* 2019). La [Figura 2](#) muestra un diagrama con un ejemplo de segmentos “vírgenes” utilizados para el cálculo del índice IAB.

2.2 De datos acústicos a un indicador de abundancia por especie

A fin de calcular la biomasa agregada bajo un plantado a partir de la señal acústica, Satlink utiliza la fuerza de blanco (TS) de una especie, el barrilete, para proporcionar la biomasa en toneladas y, por lo tanto, los datos de biomasa de Satlink deben convertirse a decibeles (información acústica) invirtiendo su fórmula para el cálculo de la biomasa. Una vez que se dispone de la información acústica sin procesar, se puede volver a calcular en biomasa por especie utilizando ecuaciones estándar de estimación de abundancia acústica (Simmons y MacLennan 2005):

$$Biomasa_i = \frac{s_v \cdot Vol \cdot p_i}{\sum_i \sigma_i \cdot p_i}$$

donde s_v es la fuerza de retrodispersión del volumen, Vol es el volumen muestreado del haz y p_i y σ_i son la proporción y la fuerza de blanco linealizada de cada especie i respectivamente.

Las proporciones de las especies en peso en resolución de $1^\circ \times 1^\circ$ y mensual se extrajeron de bitácoras (para los buques de clases 1-5, ≤ 363 t) y de datos de observadores (para los buques de clase 6, >363 t) para 14 pabellones. Las tallas promedio de los peces (L_i), para una resolución de $5^\circ \times 5^\circ$ de área-mes, se obtuvieron a partir de datos de muestreo en puerto de la CIAT para el barrilete (SKJ), el patudo (BET) y el aleta amarilla (YFT), que se extrapolaron a la captura en las bodegas muestreadas. Los pesos se estimaron utilizando los factores de conversión peso-talla de la CIAT. Luego, se usaron las siguientes relaciones de fuerza de blanco-talla para obtener la TS linealizada por kilogramo:

$$\sigma_i = \frac{10^{(TS)/10}}{w_i}$$

donde w_i es el peso promedio de cada especie y TS es la sección transversal de retrodispersión de cada especie de pez individual. Se supone que el valor lineal de TS es proporcional al cuadrado de la talla del pez (Simmons y MacLennan 2005).

$$TS = 20 \log(L_i) + b20$$

Dado que cada marca usa diferentes frecuencias de operación, utilizamos diferentes valores de $b20$ para cada especie ($b20$ es la llamada fuerza de blanco reducida). Para Satlink, los valores de $b20$ se obtuvieron de Boyra *et al.* (2018) para SKJ, de Bertrand y Josse (2000) y Oshima (2008) para YFT y de Boyra *et al.* (2018) para BET.

Dado que la información sobre la composición de la captura para los mismos estratos de área-tiempo no siempre está disponible para los registros acústicos, seguimos un proceso jerárquico de tres pasos para obtener esta información: 1) utilizar los datos de distribución de especies de la misma cuadrícula de $5^\circ \times 5^\circ$, año y mes; 2) alternativamente, utilizar el mismo trimestre y cuadrícula de $5^\circ \times 5^\circ$ y finalmente, como última opción, 3) usar los valores promedio de los datos de distribución de especies a una resolución de trimestre y región, que se muestran en la [Figura 3](#).

Los resultados presentados en este documento corresponden a la fracción de la señal acústica que se estima es informativa para la biomasa del barrilete.

2.3 Índice IAB: Índice de Abundancia Derivado de las Boyas

El estimador de abundancia, IAB, se definió como el cuantil 0.9 de las observaciones de energía acústica integrada en cada una de las secuencias “vírgenes”. Se eligió un cuantil alto porque es probable que los valores grandes sean producidos por atunes (al contrario de lo que se espera para otras especies). Este supuesto también lo hacen todos los fabricantes de boyas del mercado, que utilizan el valor máximo como resumen de biomasa para cada intervalo de tiempo. En nuestro caso, se seleccionó un cuantil alto en lugar del máximo para tratar de proporcionar un estimador más sólido al evitar valores atípicos. El número total de secuencias “vírgenes” analizadas, y por tanto el número de observaciones incluidas en el modelo, es de 14,121, de las cuales 14,068 (99.62%) tuvieron valores positivos.

2.4 Modelo

Las covariables utilizadas en el proceso de estandarización y ajustadas como variables categóricas fueron año-trimestre, área de 5°x5° y modelo de boya. Se incluyeron como variables continuas en el modelo un sustituto de 1°x1° y densidades mensuales de plantados (número promedio de boyas únicas durante cada mes en un área de 1°x1°) y las siguientes variables ambientales:

- Espesor de la capa de mezcla oceánica: definido como el espesor de la termoclina en el punto de aumento de la densidad, en comparación con la densidad a 10 m de profundidad, corresponde a una disminución de la temperatura de 0.2°C en las condiciones locales de la superficie (θ10m, S10m, P0= 0 db, presión de superficie).
- Clorofila: Concentración másica de clorofila a en agua marina en la superficie del mar (en mg/m³).
- Temperatura superficial del mar (TSM): temperatura de la superficie marina del océano (en C°).
- Frentes de TSM y clorofila: la detección de frentes oceanográficos se realizó utilizando el paquete "grec" en R (Team 2013) para cada conjunto de datos diario de TSM y CL, que proporciona algoritmos para la detección de patrones espaciales a partir de datos oceanográficos utilizando métodos de procesamiento de imágenes basados en Reconocimiento de Gradiente (Belkin y O'Reilly 2009).

El modelo que proponemos se basa en un supuesto muy similar a la relación fundamental entre la CPUE y la abundancia ampliamente utilizada en el análisis cuantitativo de las pesquerías. En nuestro caso, se supone que la señal de la ecosonda es proporcional a la abundancia de peces bajo el plantado:

$$IAB_t = \phi \cdot B_t$$

donde IAB_t es el Índice de Abundancia Derivado de las Boyas y B_t es la abundancia en el tiempo t (Santiago *et al.*, 2016).

Aunque parezca obvio, no hay mucha literatura disponible sobre la relación entre los indicadores acústicos y el rendimiento de la pesca. En general, se supone que la ecointegración acústica es un proceso lineal, es decir, proporcional al número de objetivos (Simmons y MacLennan 2005) y se ha demostrado experimentalmente que es correcto con algunas limitaciones (Foote, 1983; Røttingen, 1976). Por lo tanto, los datos acústicos (ecointegración) se toman comúnmente como un sustituto de la abundancia y se utilizan para obtener estimaciones acústicas de la abundancia de muchas especies pelágicas (Hampton 1996; ICES 2015; Masse *et al.* 2018).

Al igual que con la capturabilidad, el coeficiente de proporcionalidad ϕ no es constante por muchas razones. Para asegurar que se pueda suponer que ϕ sea constante (es decir, para controlar los efectos distintos a los causados por cambios en la abundancia de la población) se debe realizar un análisis de

estandarización con el objetivo de eliminar factores distintos a los cambios en la abundancia de la población. Esto se puede realizar estandarizando las mediciones nominales de la ecosonda utilizando un enfoque de Modelado Lineal Generalizado Mixto (MLGM).

Debido a la baja proporción de ceros en el conjunto de datos (0.38 %), se excluyeron del análisis y, por lo tanto, no se consideró el enfoque lognormal delta (Lo *et al.* 1992). Se aplicó un MLGM con un modelo estructurado con un componente de error lognormal para estandarizar las observaciones acústicas distintas de cero. Se utilizó un procedimiento escalonado para ajustar el modelo con todas las variables e interacciones explicativas con el fin de determinar las que contribuyeron significativamente a explicar la variabilidad de los datos. Para esto, se crearon análisis de desviación y tablas de resumen, y la selección final de las variables explicativas se realizó utilizando: a) el aumento porcentual relativo de la desviación explicada cuando la variable se incluyó en el modelo (se seleccionaron variables que explicaban más del 5%) y b) la prueba de chi-cuadrado (χ^2).

También se evaluaron las interacciones del componente temporal (año-trimestre) con el resto de las variables. Si una interacción era estadísticamente significativa, entonces se consideraba como una interacción aleatoria dentro del modelo final (Maunder y Punt 2004).

La selección del modelo final se basó en el Criterio de Información de Akaike (AIC, de *Akaike's Information Criterion*), el Criterio de Información Bayesiano (BIC, de *Bayesian Information Criterion*) y una prueba de chi-cuadrado (χ^2) de la diferencia entre la estadística de log-verosimilitud de diferentes formulaciones de modelo. Los promedios de mínimos cuadrados del efecto año-trimestre (LSmeans) se corrigieron por sesgo para los algoritmos de transformación de logaritmos utilizando el enfoque descrito en Lo *et al.* 1992. Todos los análisis se realizaron utilizando el paquete lme4 en R (Bates *et al.* 2014).

3. RESULTADOS

Se evaluaron en total 12.39 millones de registros acústicos de 38,321 boyas para 2012-2021 a fin de crear 14,121 observaciones para el análisis MLGM. Cada observación se calculó como el percentil 90% de un segmento "virgen" de trayectorias de boyas. Un segmento virgen representa una siembra que ha sido potencialmente colonizado por atunes pero no ha sido pescado.

La [Figura 4](#) muestra los histogramas de los valores nominales del IAB y el IAB transformado logarítmicamente. La transformación logarítmica hace que los datos sigan una distribución normal, como se muestra en el panel izquierdo de la [Figura 4](#). La [Figura 5](#) muestra la distribución espacial [5°x5°] del número de segmentos "vírgenes" de trayectorias de boyas que se han utilizado en el análisis MLGM. La evolución trimestral del número de observaciones en una cuadrícula de 5°x5° se muestra en la [Figura 6](#).

La [Figura 7](#) muestra la evolución trimestral del índice logaritmo IAB nominal por cuadrados de 5x5 grados desde 2012 a 2021.

Los resultados del análisis de desviación se muestran en la [Tabla 2](#). El modelo explicó el 37% de la desviación total. Las variables explicativas más significativas fueron año-trimestre, área de 5°x5° y la interacción año-trimestre*área que se consideró como efecto aleatorio. No se observaron patrones residuales significativos ([Figura 8](#)).

Las series trimestrales del índice IAB estandarizado se proporcionan en la [Tabla 2](#) y en la [Figura 9](#). Tres períodos mostraron valores más altos: a) el inicio de la serie, 2012, con intervalos de confianza más amplios debido al número relativamente bajo de observaciones; b) los años 2015 y 2016; y c) los años 2019 y 2020. Aparte del primer trimestre de 2012, los coeficientes de variación se mantienen relativamente estables durante toda la serie de tiempo en niveles de 13-16%.

4. ANÁLISIS ADICIONALES

Este artículo presenta resultados preliminares sobre el índice de abundancia del barrilete en el OPO siguiendo la metodología desarrollada previamente para poblaciones de atunes tropicales en otros océanos (Santiago *et al.* 2019; Santiago *et al.* 2020a; Santiago *et al.* 2020b). Se pretende mejorar esta metodología en el contexto de esta colaboración con base en los siguientes aspectos ya identificados como posibles líneas de investigación, algunas de ellas ya iniciadas (Uranga *et al.*, 2021):

a) Mejorar la determinación de los segmentos vírgenes: el umbral actual de 30 días entre dos observaciones consecutivas de la misma boya para considerar las trayectorias de dos plantados diferentes puede ser demasiado restrictivo. Un umbral alto aumenta la certeza de diferenciar nuevas trayectorias pero impacta directamente la cantidad de observaciones disponibles para el análisis. Por el contrario, un umbral bajo de unos pocos días aumenta la incertidumbre al discriminar diferentes trayectorias, pero también aumenta el número de observaciones.

De este modo, se llevó a cabo un estudio exploratorio para analizar el posible efecto de utilizar diferentes umbrales para la selección de segmentos vírgenes. Como se mencionó anteriormente, el objetivo de definir un umbral es tratar de asegurar que diferentes trayectorias de una misma boya correspondan a diferentes siembras o resiembras y, por lo tanto, “nuevos” plantados. El umbral también permite, dentro de cada trayectoria, maximizar la probabilidad de que el plantado haya sido colonizado, mientras minimiza la probabilidad de que no haya sido pescado. Por lo tanto, el supuesto de 30 días es de alguna manera conservadora e implica la pérdida de datos potencialmente valiosos; pero se gana en garantizar que los segmentos obtenidos correspondan efectivamente a diferentes plantados. Por el contrario, si se supone un intervalo de 5 días, el número de observaciones aumenta sustancialmente, pero se corre el riesgo de incorporar observaciones que en realidad tal vez no correspondan a diferentes plantados.

Para evaluar el impacto de la selección de este umbral, se volvió a estimar el índice suponiendo 3 valores diferentes: 5, 15 y los 30 días originales. El número de observaciones con criterios más o menos restrictivos fue de 14,121 (30 días), 19,532 (15 días) y 31,122 (5 días). Los índices resultantes con los supuestos de 15 y 30 días brindan resultados bastante consistentes, pero la tendencia es ligeramente distinta cuando se supone un umbral de 5 días ([Figura 10](#)).

b) Investigar si la metodología de clasificación para los segmentos vírgenes es precisa: Los datos de observadores y los datos recolectados en los formularios de plantados por la tripulación de pesca para viajes no observados se pueden utilizar para ayudar a informar la selección de segmentos vírgenes y la selección del umbral de días entre dos observaciones consecutivas de la misma boya. Tanto el formulario de recolección de datos de observadores como el formulario de plantados se modificaron en 2019 para incluir campos específicos para la identificación de boyas. La calidad y cantidad de estos datos ha ido mejorando y los trabajos futuros podrían considerar estas fuentes de datos para investigar este asunto en detalle.

c) Mejorar los modelos de colonización de biomasa: Actualmente, el segmento virgen corresponde a 20-35 días desde la fecha estimada de siembra del plantado. Según Orue *et al.* (2019), quienes modelaron los procesos de colonización en plantados vírgenes en el Océano Índico utilizando datos de boyas con ecosonda, los atunes parecen llegar a los plantados en 13.5 ± 8.4 días, por lo que dejamos un período de 20 días desde la siembra para tratar de maximizar la probabilidad de que se colonizara el plantado. El período de observación también se limitó a 35 días desde la siembra para minimizar la probabilidad de que no se pescara el plantado. Se podrían explorar diferentes períodos después de modelar los distintos patrones espaciotemporales de los procesos de colonización de plantados en el OPO utilizando una serie de enfoques de modelado, desde los MAGM y MLGM tradicionales hasta los más sofisticados algoritmos de aprendizaje automático tales como los Árboles de Regresión Potenciados. Del mismo modo, estos modelos también deberían explorar la influencia

de diferentes factores en el proceso de colonización para comprender mejor su relación con la abundancia en los plantados.

d) Mejorar la creación de modelos estadísticos: Se realizarán pruebas de sensibilidad para probar la idoneidad de utilizar distribuciones normales y no normales. Además, se explorará el uso de otras medidas en lugar del percentil 90% (promedio, mediana, etc.) para comprender mejor el efecto de esta selección en el índice de abundancia final.

e) Mejorar la caracterización de la composición por especie para los estratos de interés: Podrían explorarse diferentes estratos espaciotemporales o enfoques de modelado para caracterizar la composición por especie y talla en el OPO. Es posible que esto pueda afectar las estimaciones de biomasa acústica por especie porque estos datos se utilizan actualmente para convertir la información acústica en biomasa. El enfoque de tres pasos que se utiliza actualmente con diferentes resoluciones de estratos de tiempo-área podría revisarse y se podría realizar un análisis de sensibilidad para probar la solidez de la estimación frente a diferentes supuestos.

En este sentido, se realizaron algunos análisis exploratorios para explorar la medida de talla óptima que se aplicaría para las estimaciones de biomasa acústica por especie. Se necesitan más pruebas de sensibilidad pero, como enfoque preliminar, se exploró la variabilidad de cuatro medidas diferentes de talla (promedio, mediana, moda y picos bimodales). En espera de más pruebas, las diferencias entre las cuatro medidas analizadas son insignificantes ([Figura 11](#)) y, por lo tanto, se debe esperar que el efecto de las diferentes medidas sobre la estimación de la biomasa sea mínimo y que el índice IAB final sea insensible a ellas.

f) Desarrollar una metodología para predecir la composición por especie a partir de muestras acústicas: Los datos de observadores y de bitácora sobre la composición de la captura para lances individuales podrían analizarse utilizando algoritmos de aprendizaje automático, donde se relacionarían los ecogramas acústicos particulares con composiciones por especie. Si tiene éxito, la metodología podría alejarse del uso de estadísticas pesqueras espaciotemporales que se basan en el muestreo en puerto y otras fuentes de datos.

Como primer paso, se exploró la relación entre la composición de la captura de atunes registrada por los observadores y la información acústica en los plantados a nivel de lance en el OPO para el período 2019-2021. Se realizó una prueba de sensibilidad para tres ventanas temporales de registros acústicos (5, 15 y 30 días antes de la captura) y se obtuvo una serie de medidas de los datos acústicos ([Figura 12a](#)): i) Valor único de biomasa de las celdas por encima de un cierto umbral (máximo, percentil de 90%, promedio), ii) Suma de valores únicos de biomasa de las celdas que exceden un determinado umbral (máximo, percentil de 90%, promedio), iii) Se generan *buffers* (1 celda alrededor de cada candidato) a partir de las celdas que exceden un determinado umbral (máximo, percentil de 90%, promedio) y se suma la biomasa de estas celdas, y iv) valores máximo, promedio, mediano, percentil 99%, percentil 90% y percentil 75% para toda la ventana temporal.

Los resultados del análisis de sensibilidad mostraron que los promedios y los percentiles de 90% correspondientes a los marcos de tiempo más cercanos al evento de pesca (es decir, 5-15 días) parecen tener el mejor desempeño ([Figura 12b](#)). Por ejemplo, la [Figura 13](#) muestra la relación entre el cuantil de 90 de toda la ventana de 15 días y sus correspondientes capturas de atunes, donde la relación es muy significativa ($p < 0.001$). Sin embargo, esta cuestión merece una mayor exploración y se deben realizar esfuerzos futuros para desarrollar y validar los modelos de predicción basados en algoritmos de aprendizaje automático.

Estos temas reflejados anteriormente son solo ejemplos de las tareas de mejora que se están realizando en el contexto de este proyecto conjunto de colaboración entre AZTI y el personal de la CIAT, que se beneficia de la colaboración de la flota, los proveedores de boyas y la ISSF. En este

sentido, la participación de la industria, que amablemente accedió a proporcionar los datos históricos recolectados por sus boyas con ecosonda, es fundamental para generar estos valiosos índices de abundancia independientes de la captura. Agradecemos profundamente la participación de OPAGAC y Cape Fisheries en este proyecto y esperamos que otras empresas se unan a esta iniciativa, recuperando información histórica y comprometiéndose a proporcionar periódicamente estos datos de boya de alta resolución más allá de 2024 (la resolución C-21-04 les pide a los CPC proporcionar información sin procesar sobre boyas con ecosonda durante 2022-2024). De hecho, esta información y los avances en la metodología científica asociada pueden proporcionar mejoras significativas para complementar las evaluaciones actuales de las poblaciones de atunes tropicales, lo que proporciona índices menos dependientes de los datos de pesca y menos afectados por los cambios en la eficacia pesquera. La utilidad de estos datos es evidente por su uso en la evaluación provisional de la población de barrilete (SAC-13-07).

AGRADECIMIENTOS

Deseamos expresar nuestro agradecimiento a las siguientes empresas pesqueras que han facilitado información acústica de sus boyas con ecosonda: Albacora, Calvo, Garavilla, Ugavi y Cape Fisheries, así como al Gobierno Vasco y a ISSF por financiar este trabajo.

REFERENCIAS

Amante, C. and B. Eakins (2009). "ETOPO1 1 arc-minute global relief model: procedures, data sources and analysis. NOAA Technical Memorandum NESDIS NGDC-24." National Geophysical Data Center, NOAA 10: V5C8276M.

Baidai, Y. D. A. (2020). Derivation of a direct abundance index for tropical tunas based on their associative behavior with floating objects, Université Montpellier.

Bates, D., M. Mächler, et al. (2014). "Fitting linear mixed-effects models using lme4." arXiv preprint arXiv:1406.5823.

Belkin, I. M. and J. E. O'Reilly (2009). "An algorithm for oceanic front detection in chlorophyll and SST satellite imagery." Journal of Marine Systems 78(3): 319-326.

Bertrand, A. and E. Josse (2000). "Tuna target-strength related to fish length and swimbladder volume." ICES Journal of Marine Science 57(4): 1143-1146.

Boyra, G., G. Moreno, et al. (2018). "Target strength of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) associated with fish aggregating devices (FADs)." ICES Journal of Marine Science 75(5): 1790-1802.

Capello, M., J. L. Deneubourg, et al. (2016). "Population assessment of tropical tuna based on their associative behavior around floating objects." Scientific Reports 6(1): 36415.

Gaertner, D., J. Ariz, et al. (2016). "Objectives and first results of the CECOFAD project." Collective Volume of Scientific Papers 72(2): 391-405.

Gaertner, D., S. Clermidy, et al. (2016). "Results achieved within the framework of the EU research project: Catch, Effort, and eCOsystem impacts of FAD-fishing (CECOFAD)." Acta Agriculturae Slovenica.

Hampton, I. (1996). "Acoustic and egg-production estimates of South African anchovy biomass over a decade: comparisons, accuracy, and utility." ICES Journal of Marine Science 53(2): 493-500.

ICCAT (2019). Report of the 2019 ICCAT yellowfin tuna stock assessment meeting., (Grand-Bassam, Cote d'Ivoire, 8-16 July 2019).

ICCAT (2021). Report of the 2021 ICCAT bigeye tuna stock assessment meeting., (Online, 19- 29 July 2021)

ICES (2015). Manual for International Pelagic Surveys (IPS). Series of ICES Survey Protocols. SISP

9 - IPS. 92 pp.

Katara, I., Gaertner, D., Marsac, F., Grande, M., Kaplan, D., Urtizbera, A., Abascal, F. (2018). Standardisation of yellowfin tuna CPUE for the EU purse seine fleet operating in the Indian Ocean. 20th session of the Working Party on Tropical Tuna.

Lo, N. C.-h., L. D. Jacobson, et al. (1992). "Indices of relative abundance from fish spotter data based on delta-lognormal models." Canadian journal of fisheries and aquatic sciences 49(12): 2515- 2526.

Lopez, J., G. Moreno, et al. (2014). "Evolution and current state of the technology of echo-sounder buoys used by Spanish tropical tuna purse seiners in the Atlantic, Indian and Pacific Oceans." Fisheries Research 155: 127-137.

Masse, J., A. Uriarte, et al. (2018). "Pelagic survey series for sardine and anchovy in ICES subareas 8 and 9—Towards an ecosystem approach." ICES cooperative research report (332).

Maunder, M. N. and A. E. Punt (2004). "Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches." Fisheries Research 70(2-3): 141-159.

Maunder, M. N., J. R. Sibert, et al. (2006). "Interpreting catch per unit effort data to assess the status of individual stocks and communities." ICES Journal of Marine Science 63(8): 1373-1385.

Moreno, G., L. Dagorn, et al. (2007). "Fish behaviour from fishers' knowledge: the case study of tropical tuna around drifting fish aggregating devices (DFADs)." Canadian journal of fisheries and aquatic sciences 64(11): 1517-1528.

Moreno, G., Dagorn, L., Capello, M., Lopez, J., Filmlalter, J., Forget, F., Sancristobal, I., and Holland, K. (2016). "Fish aggregating devices (FADs) as scientific platforms." Fisheries Research 178: 122- 129.

Orue, B., J. Lopez, et al. (2019). "From fisheries to scientific data: A protocol to process information from fishers' echo-sounder buoys." Fisheries Research 215: 38-43.

Orue, B., J. Lopez, et al. (2019). "Aggregation process of drifting fish aggregating devices (DFADs) in the Western Indian Ocean: Who arrives first, tuna or non-tuna species?" PloS one 14(1): e0210435.

Orúe Montaner, B. (2019). "Ecology and behavior of tuna and non-tuna species at drifting fish aggregating devices (DFADs) in the Indian Ocean using fishers' echo-sounder buoys."

Oshima, T. (2008). "Target strength of Bigeye, Yellowfin and Skipjack measured by split beam echo sounder in a cage." IOTC, WPTT-22 4.

Quinn, T. J. and R. B. Deriso (1999). Quantitative fish dynamics, Oxford University Press.

Santiago, J., J. Uranga, et al. (2019). A Novel Index of Abundance of Juvenile Yellowfin Tuna in the Indian Ocean Derived from Echosounder Buoys, IOTC–2019–WPTT21–47.

Santiago, J., J. Uranga, et al. (2020a). A novel index of abundance of skipjack in the Indian ocean derived from echosounder buoys, IOTC-2020-WPTT22(DP)-14.

Santiago, J., J. Uranga, et al. (2020b). "A novel index of abundance of juvenile yellowfin tuna in the Atlantic Ocean derived from echosounder buoys." Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT 76(6): 321-343.

Santiago, J., J. Uranga, et al. (2021). "Index of abundance of juvenile bigeye tuna in the Atlantic Ocean derived from echosounder buoys (2010-2020)." Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 78(2): 231-252.

Scott, G. P., & Lopez, J. (2014). The use of FADs in Tuna Fisheries. European Parliament. Policy Department B: Structural and Cohesion Policies: Fisheries. IP/B/PECH/IC/2013.

Simmons, E. and D. MacLennan (2005). "Fisheries acoustics." Theory and Practice. Second edition published by Blackwell Science.

Team, R. C. (2013). R: A language and environment for statistical computing.

Torres-Irineo, E., D. Gaertner, et al. (2014). "Changes in fishing power and fishing strategies driven by new technologies: The case of tropical tuna purse seiners in the eastern Atlantic Ocean." Fisheries Research 155: 10-19.

Wain, G., Guéry, L., Kaplan, D. M., & Gaertner, D. (2021). "Quantifying the increase in fishing efficiency due to the use of drifting FADs equipped with echosounders in tropical tuna purse seine fisheries." ICES Journal of Marine Science 78(1), 235-245.

Wessel, P., and W. H. F. Smith (1996). "A global, self-consistent, hierarchical, high-resolution shoreline database." J. Geophys. Res 101(B4), 8741-8743.

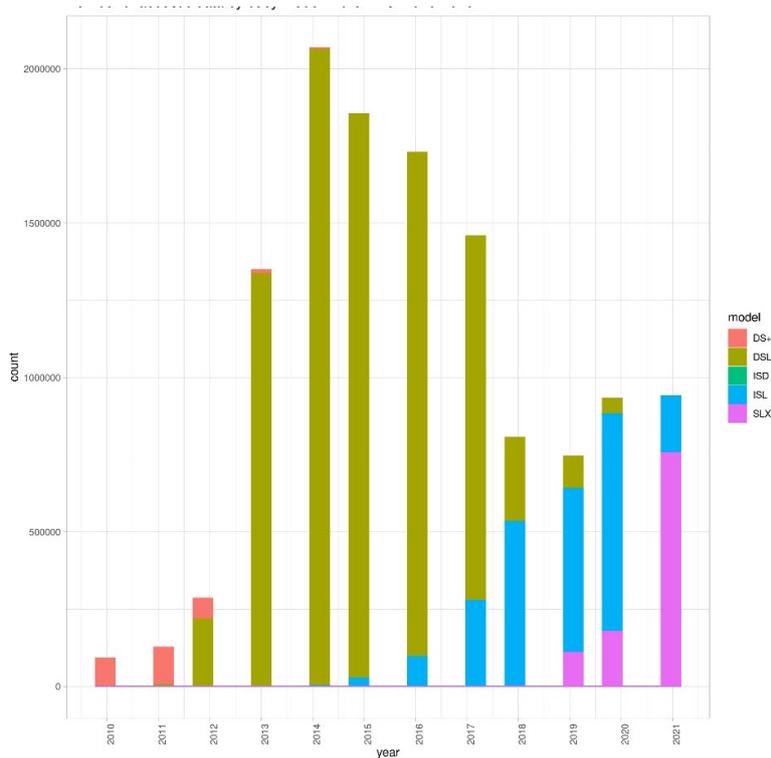


FIGURE 1. Buoy data distribution per model in the Pacific Ocean (2010-2021).

FIGURA 1. Distribución de datos de boyas por modelo en el Océano Pacífico (2010-2021).

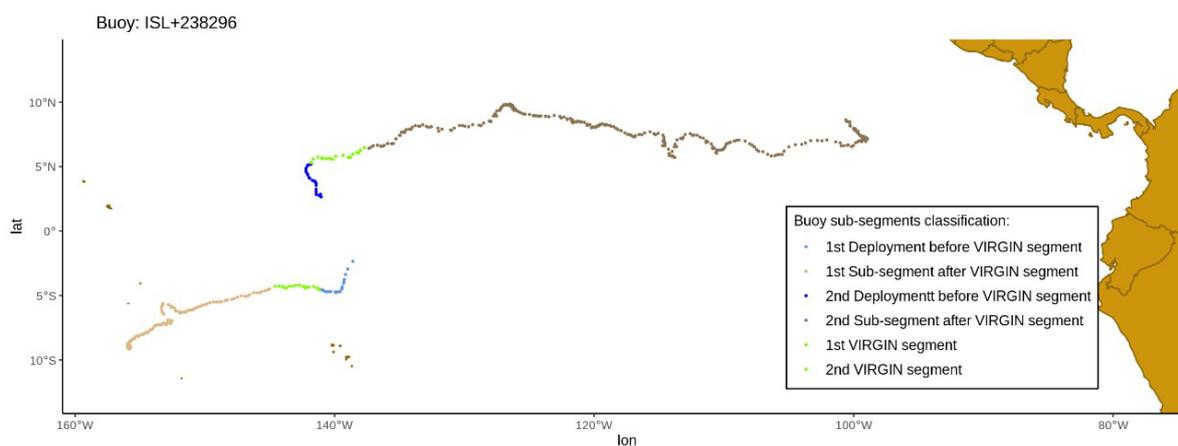


FIGURE 2. Example of “virgin” segments used for the calculation of the BAI index. Trajectories correspond to buoy ISL+284966 with two different paths representing drifts of different FADs. A virgin segment is defined as the segment of a buoy trajectory whose associated FAD likely represents a new deployment, which has been potentially colonized by tuna and not already fished. We consider as virgin segments (i.e. when tuna has aggregated to FAD) those segments of trajectories from 20-35 days at sea. “Virgin” segments are shown in green.

FIGURA 2. Ejemplo de segmentos “vírgenes” utilizados para el cálculo del índice IAB. Las trayectorias corresponden a la boya ISL+284966 con dos rutas distintas que representan derivas de diferentes plantados. Un segmento virgen se define como el segmento de la trayectoria de una boya cuyo plantado asociado probablemente representa una nueva siembra, que ha sido potencialmente colonizado por atunes y que aún no se ha pescado. Consideramos como segmentos vírgenes (es decir, cuando el atún se ha agregado a un plantado) aquellos segmentos de trayectorias de 20 a 35 días en el mar. Los segmentos “vírgenes” se muestran en verde.

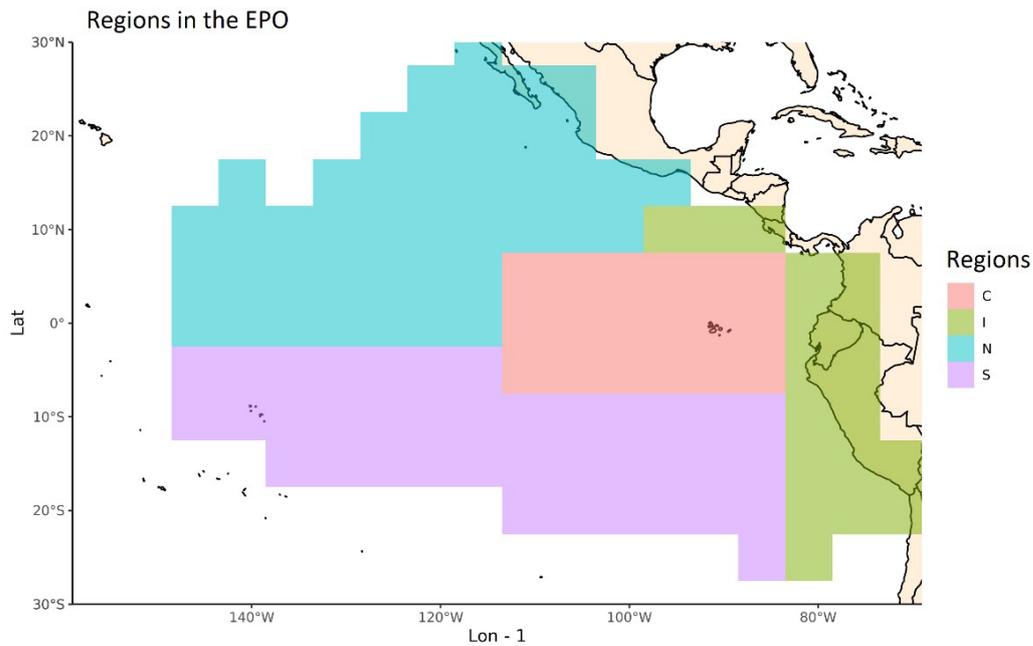


FIGURE 3. Length-frequency sampling areas defined by the IATTC staff for analyses of tropical tuna catches associated with floating objects.

FIGURA 3. Áreas de muestreo de frecuencia de tallas definidas por el personal de la CIAT para análisis de capturas de atunes tropicales asociadas con objetos flotantes.

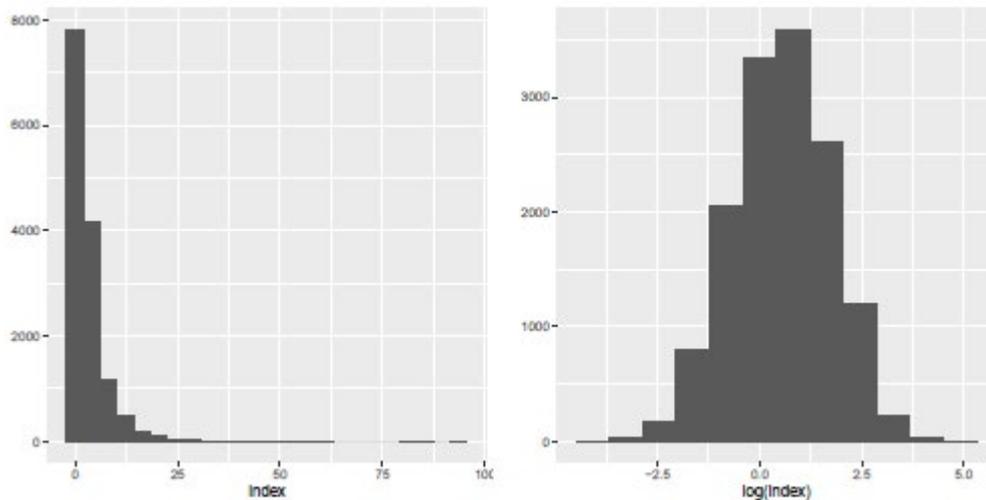


FIGURE 4. Histograms of the nominal values (left) and the log transformed nominal values (right) of the Buoy-derived Abundance Index (0.9 quantile of the integrated acoustic energy observations in "virgin" sequences).

FIGURA 4. Histogramas de los valores nominales (izquierda) y los valores nominales transformados logarítmicamente (derecha) del Índice de Abundancia Derivado de las Boyas (cuantil de 0.9 de las observaciones de energía acústica integrada en secuencias "vírgenes").

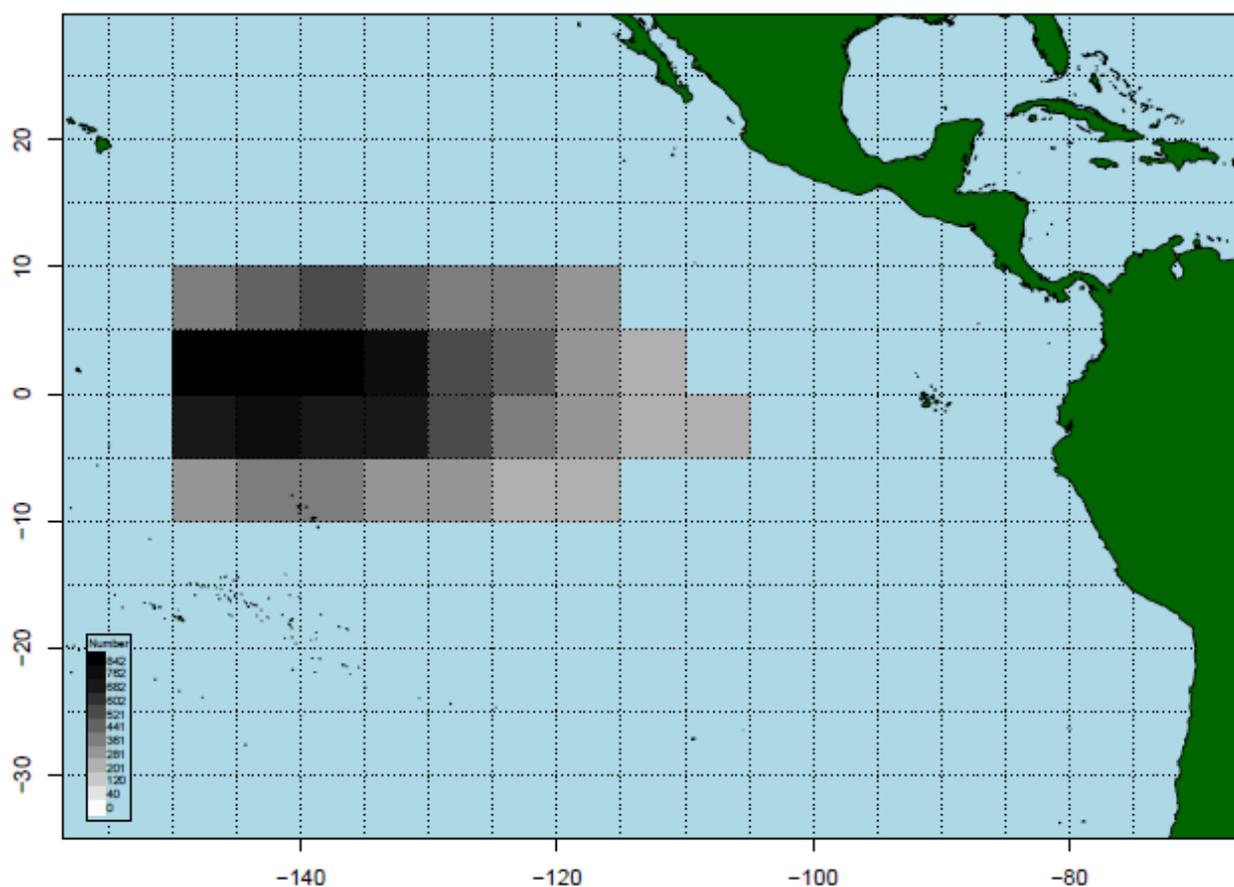


FIGURE 5. Spatial distribution [5°x5°] of the “virgin” sequences of buoy trajectories that have been used in the GLM analysis.

FIGURA 5. Distribución espacial [5°x5°] de las secuencias “vírgenes” de trayectorias de boyas que se han utilizado en el análisis MLG.

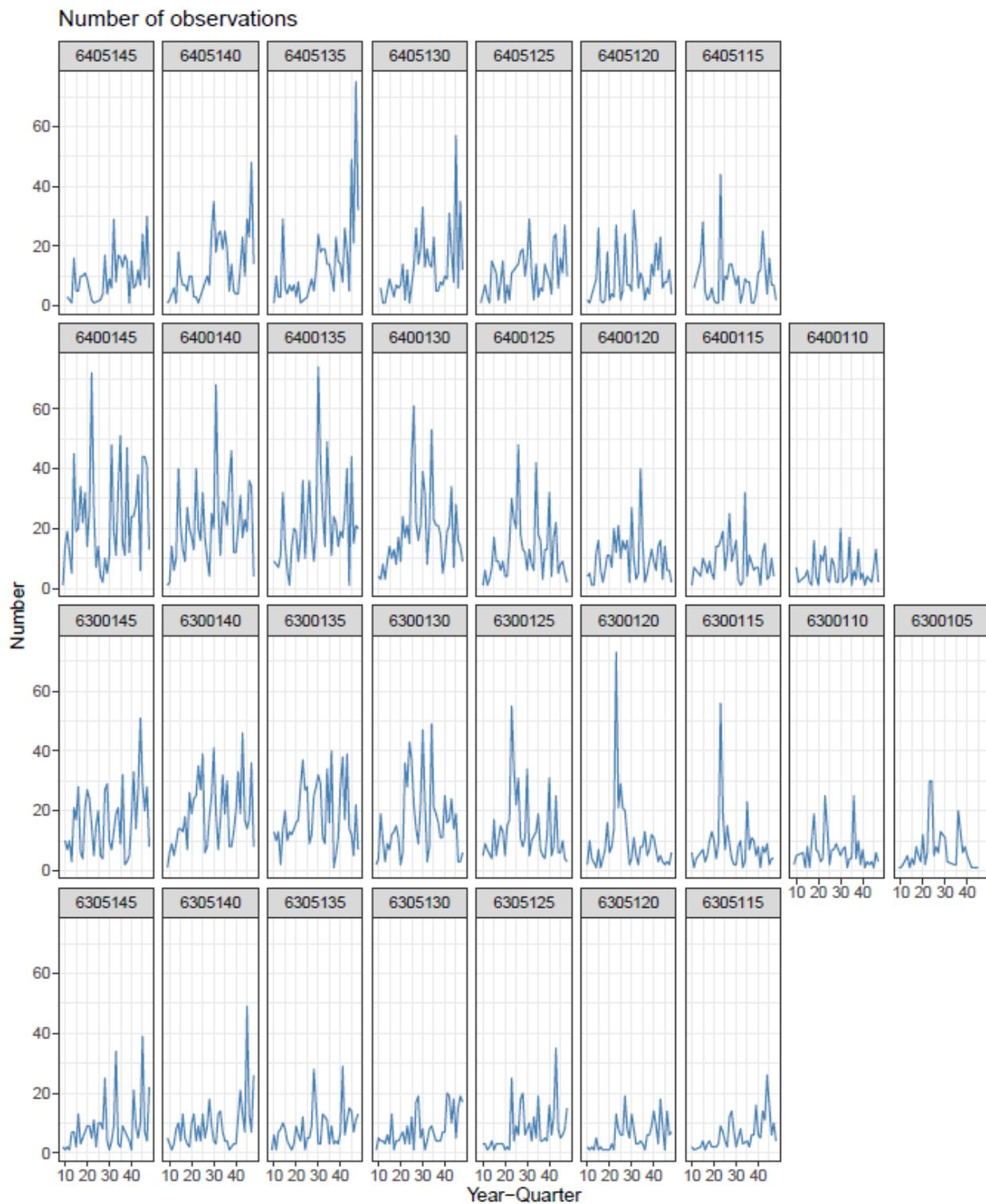


FIGURE 6. Quarterly evolution of the number of observations (“virgin” sequences of buoy trajectories) on a $5^{\circ} \times 5^{\circ}$ grid from 2012 to 2021.

FIGURA 6. Evolución trimestral del número de observaciones (secuencias “vírgenes” de trayectorias de boyas) en una cuadrícula de $5^{\circ} \times 5^{\circ}$ de 2012 a 2021.

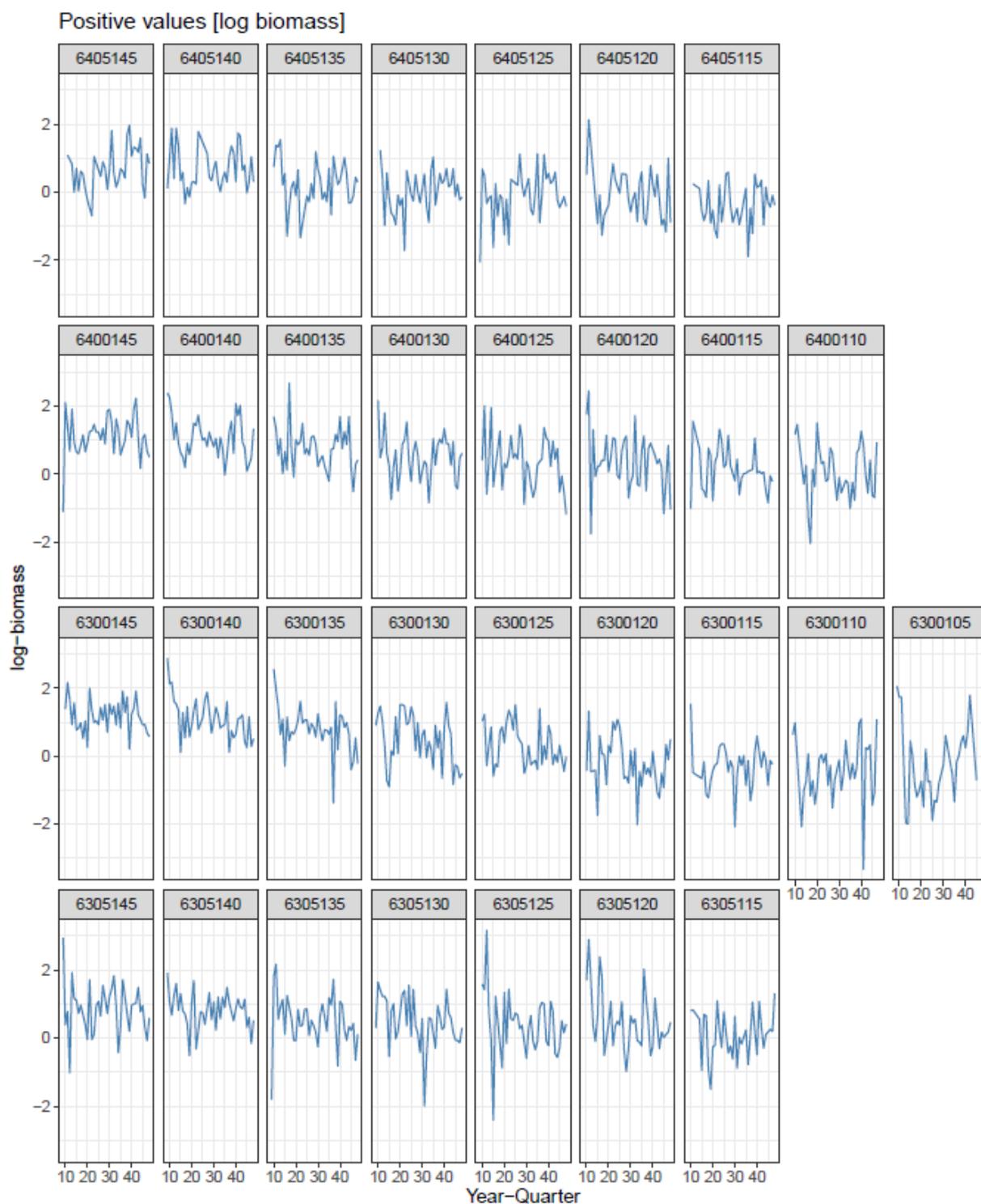


FIGURE 7. Quarterly evolution of the nominal log BAI index in the Atlantic Ocean by squares of 5x5 degrees from 2012 to 2021.

FIGURA 7. Evolución trimestral del índice IAB logarítmico nominal en el Océano Atlántico por cuadrados de 5x5 grados de 2012 a 2021.

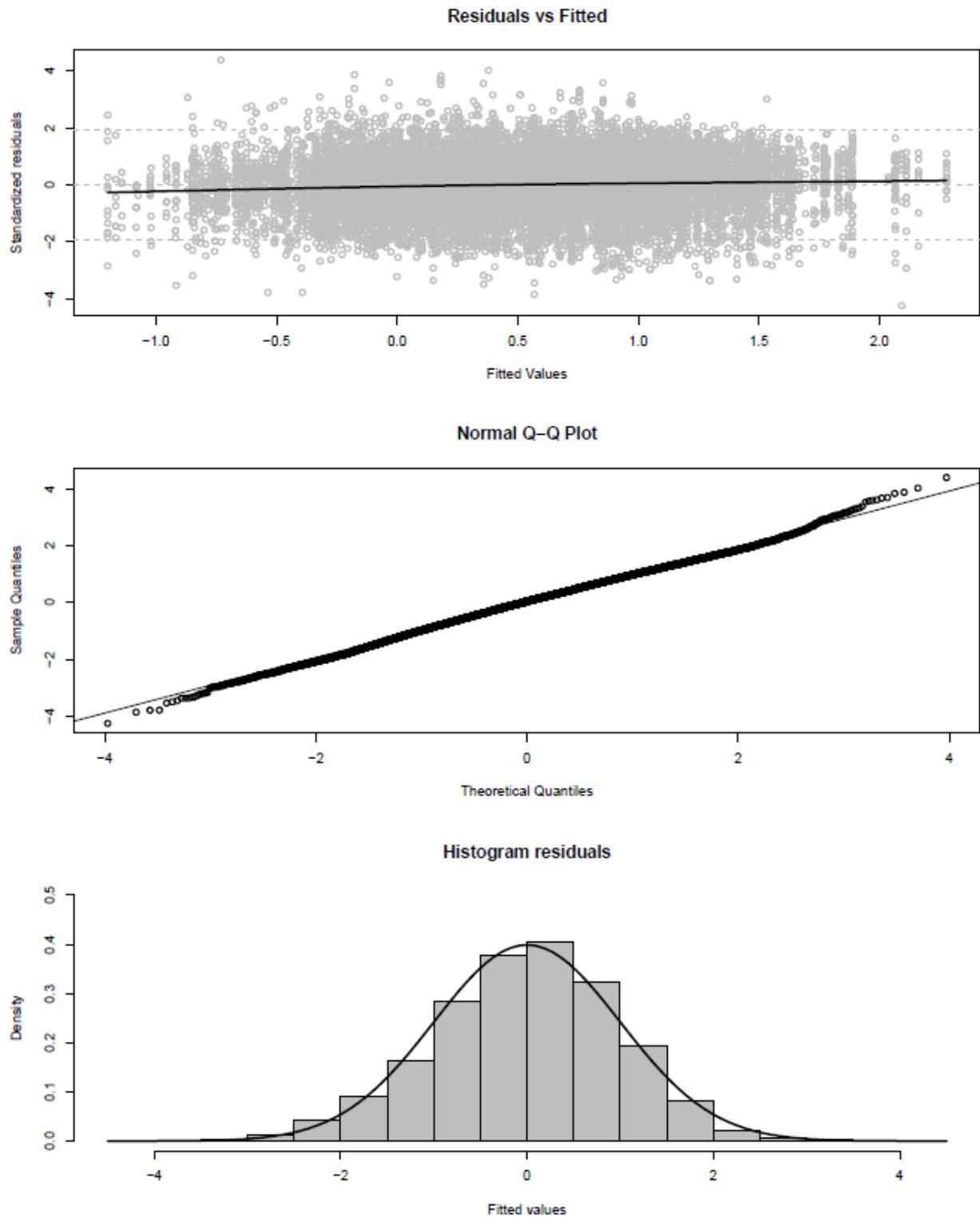


FIGURE 8. Diagnostics of the lognormal model selected for the period 2012-2020: residuals vs fitted, Normal Q-Q plot and frequency distributions of the residuals.

FIGURA 8. Diagnóstico del modelo lognormal seleccionado para el periodo 2012-2020: residuales vs. ajustados, gráfico Q-Q normal y distribuciones de frecuencia de los residuales.

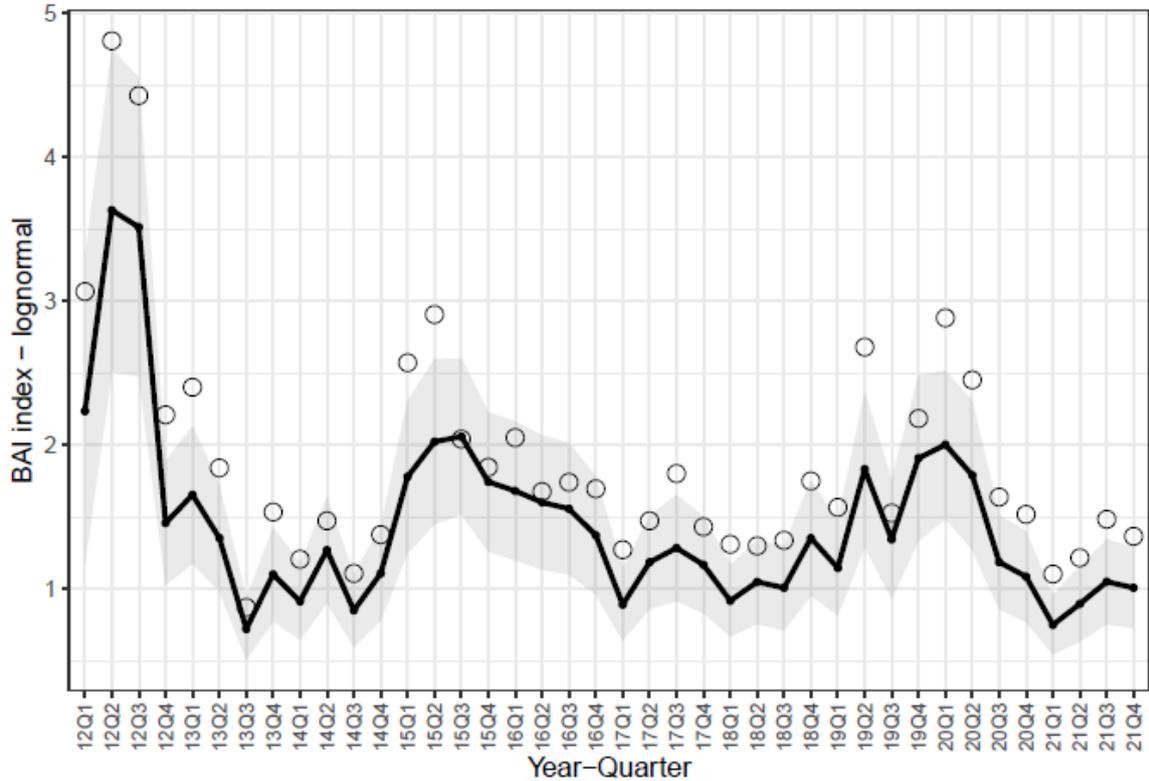


FIGURE 9. Time series of nominal (circles) and standardized (continuous line) Buoy-derived Abundance Index for the period 2012-2021. The 95% upper and lower confidence intervals of the standardized BAI index are shown by the grey shaded area.

FIGURA 9. Serie de tiempo del Índice de Abundancia Derivado de Boyas nominal (círculos) y estandarizado (línea continua) para el período 2012-2021. Los intervalos de confianza superior e inferior del 95% del índice IAB estandarizado se muestran en el área sombreada en gris.

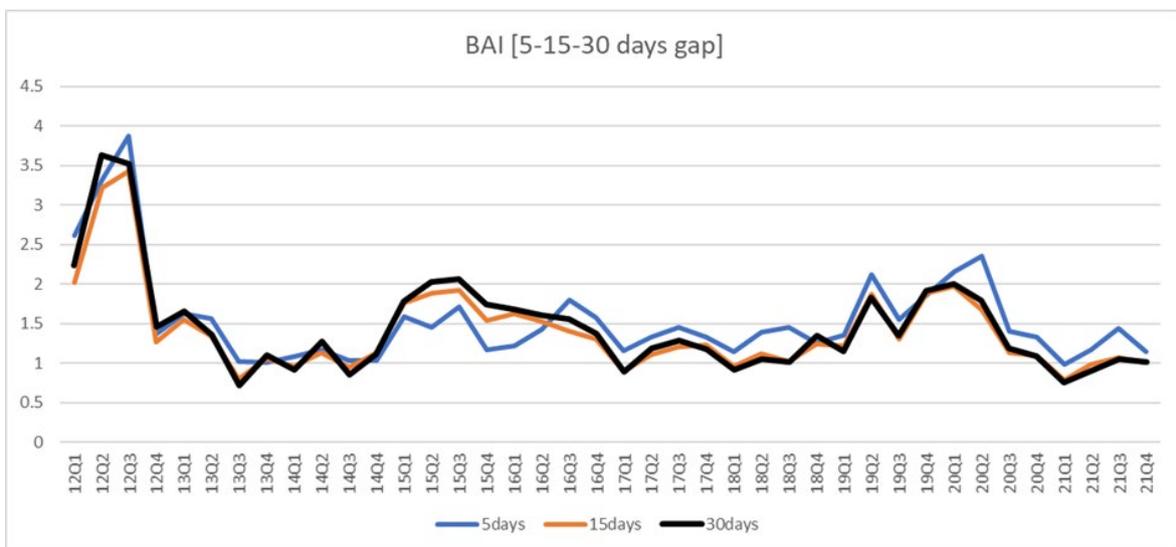


FIGURE 10. Time series of the standardized BAI index assuming thresholds of 5, 15 and 30 days between two consecutive observations of the same buoy. The threshold is used to identify trajectories of different FADs using the same buoy.

FIGURA 10. Serie de tiempo del índice IAB estandarizado suponiendo umbrales de 5, 15 y 30 días entre dos observaciones consecutivas de la misma boya. El umbral se utiliza para identificar trayectorias de diferentes plantados utilizando la misma boya.

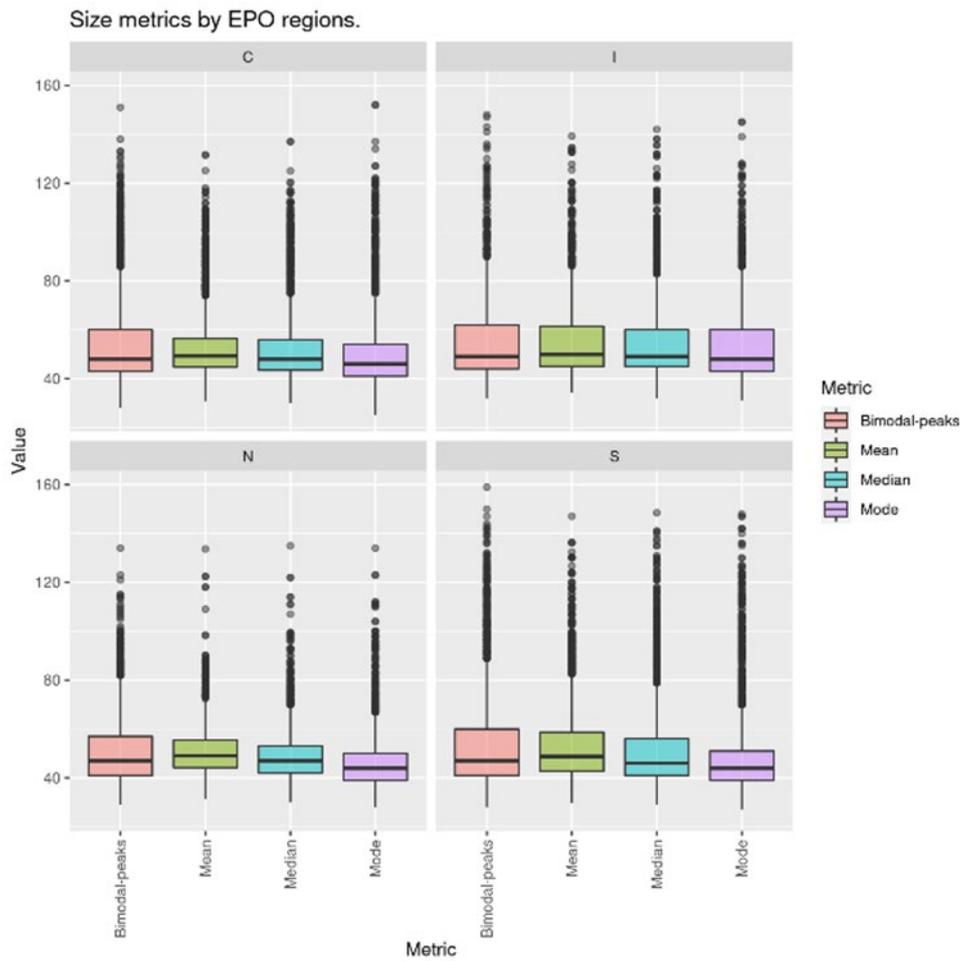
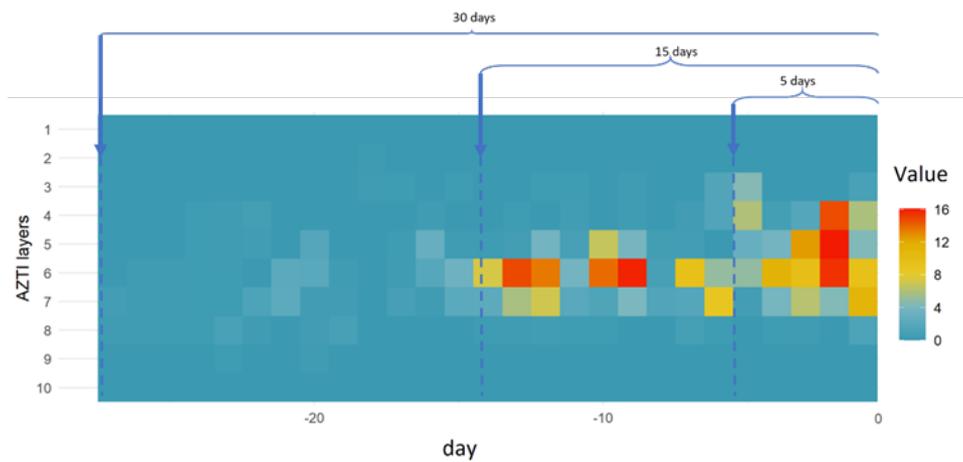


FIGURE 11. Distribution of sizes extracted by different metrics across the different regions of the EPO.
FIGURA 11. Distribución de tallas extraídas por diferentes medidas en las distintas regiones del OPO.

a)



b)

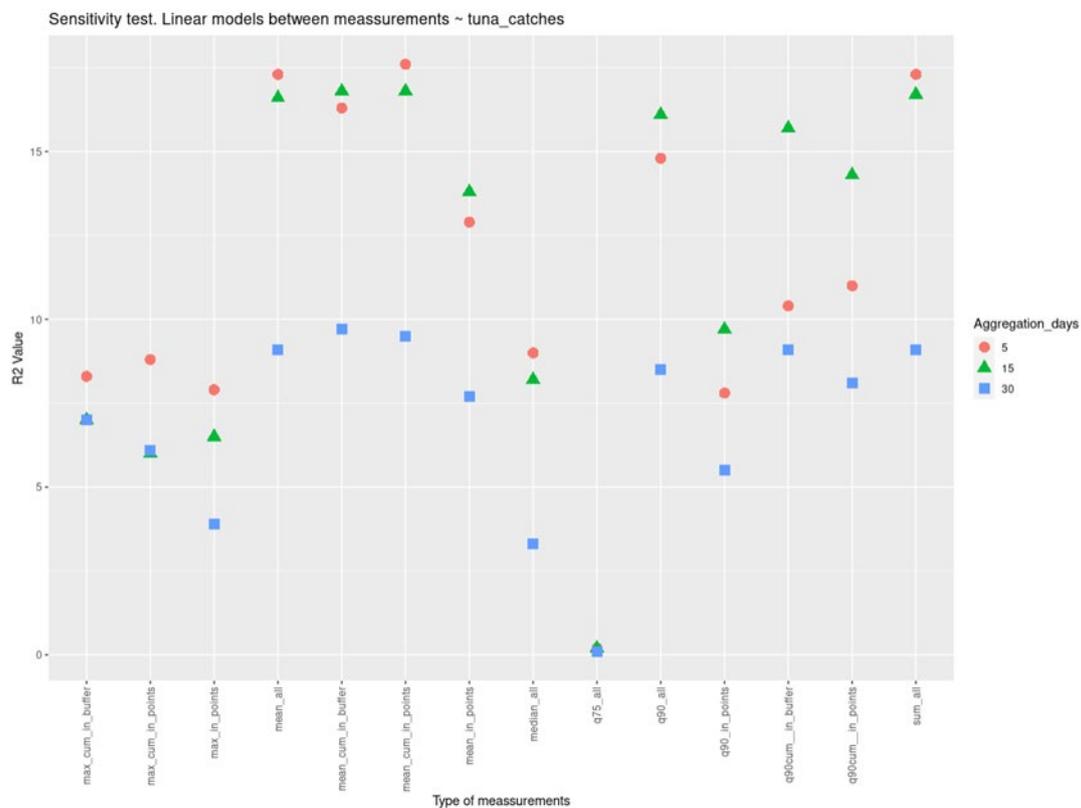


FIGURE 12. (a) Example of an echogram corresponding to a FAD before being fished, showing the three temporal windows explored in the analysis; (b) coefficient of determination of the linear regression between tuna catches by set and acoustic buoy biomass estimates for the sensitivity test with different combinations of time frame and parameters used to select the variables of the linear regression.

FIGURA 12. (a) Ejemplo de un ecograma correspondiente a un plantado antes de ser pescado, que muestra las tres ventanas temporales exploradas en el análisis; (b) coeficiente de determinación de la regresión lineal entre las capturas de atunes por lance y las estimaciones de biomasa de boya acústica para la prueba de sensibilidad con diferentes combinaciones de marco temporal y parámetros utilizados para seleccionar las variables de la regresión lineal.

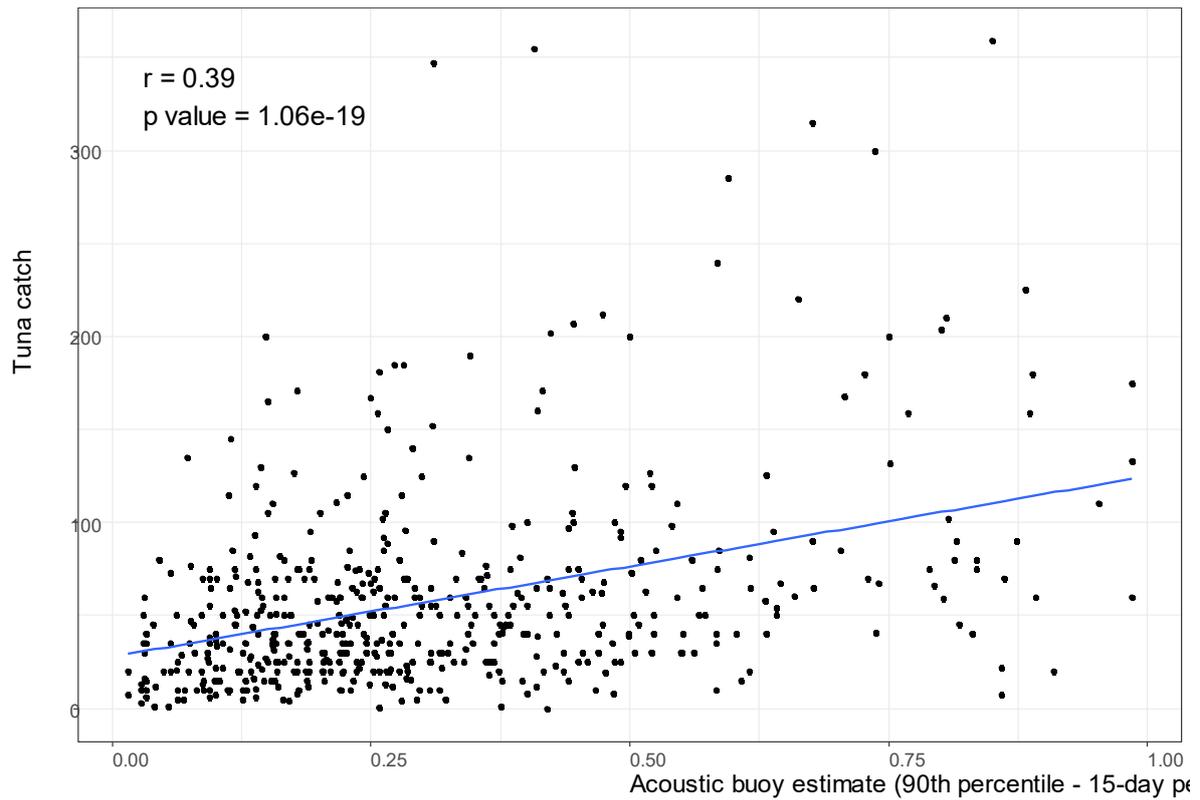


FIGURE 13. Scatter diagram and linear regression of tuna catches by set against acoustic buoy biomass estimates (90th quantile of a 15-day window prior to the set). [EPO observer data, 2019-2021].

FIGURA 13. Diagrama de dispersión y regresión lineal de las capturas de atunes por lance frente a estimaciones de biomasa de boyas acústicas (cuantil de 90 de una ventana de 15 días antes del lance). [Datos de observadores del OPO, 2019-2021]

TABLE 1. Technical specifications of different buoy models and observed values over analysis data.

TABLA 1. Especificaciones técnicas de diferentes modelos de boyas y valores observados sobre datos de análisis.

Modelo	Configuración típica						Valores promedio observados sobre datos de análisis	
	Ángulo de haz	Frecuencia de sonda	Potencia	Frecuencia de muestreo acústico (<i>ping rate</i>)	Datos acústicos diarios registrados	Frecuencia de transmisión	Número de boyas	Frecuencia de muestreo
DS+	32º	190.5 kHz	100 W	3	3	24h	1428	1.36
DSL+	32º	190.5 kHz	100 W	3	3	24h	12462	2.82
ISL+	32º	190.5 kHz	100 W	15 min.	variable (reinicio al anochecer)	24h	23	1.67
ISD+	32º	200/38 kHz (38 kHz no se brinda)	100 W	15 min.	variable (reinicio al anochecer)	24h	6214	1.21
SLX+	32º	200	100 W	5 min.	variable (basado en alarmas o en el amanecer)	24h	785	1.98

TABLE 2. Deviance table for the GLM lognormal model of the 2012-2021 period.**TABLA 2.** Tabla de desviación del modelo lognormal MLG del período 2012-2021.

Variable	Df	Deviance	Resid..Df	Resid..Dev	F	Pr..F.	Dev..Exp
NULL	NA	NA	13867	19453	NA	NA	NA
yyqq	39	1363	13828	18089	36	0.0000	7.01%
area	30	2527	13798	15562	86	0.0000	12.99%
model	2	78	13796	15484	40	0.0000	0.4%
den	1	88	13795	15396	90	0.0000	0.45%
chl	1	9	13794	15387	9	0.0022	0.05%
sst	1	11	13793	15376	11	0.0009	0.06%
mld	1	97	13792	15278	99	0.0000	0.5%
yyqq:area	1086	2569	12706	12709	2	0.0000	13.21%
yyqq:model	34	123	12672	12586	4	0.0000	0.63%
yyqq:den	38	103	12634	12483	3	0.0000	0.53%
yyqq:sst	39	101	12595	12382	3	0.0000	0.52%
yyqq:mld	39	73	12556	12309	2	0.0006	0.37%

TABLE 3. Nominal and standardized Buoy-derived Abundance Index for the period 2012-2021. Standard errors and coefficient of variations of the standardized series are also included.

TABLA 3. Índice de Abundancia Derivado de las Boyas nominal y estandarizado para el período 2012-2021. También se incluyen los errores estándar y el coeficiente de variación de la serie estandarizada.

Trimestre	Índice nominal	Índice IAB	Error estándar IAB	Coefficiente de variación IAB
12T1	3.069	2.238	0.544	0.243
12T2	4.812	3.634	0.573	0.158
12T3	4.431	3.517	0.530	0.151
12T4	2.213	1.460	0.219	0.150
13T1	2.404	1.657	0.243	0.147
13T2	1.843	1.356	0.188	0.139
13T3	0.874	0.724	0.109	0.151
13T4	1.537	1.104	0.166	0.150
14T1	1.209	0.916	0.136	0.149
14T2	1.476	1.272	0.187	0.147
14T3	1.110	0.853	0.129	0.151
14T4	1.380	1.110	0.167	0.150
15T1	2.575	1.782	0.270	0.151
15T2	2.910	2.025	0.293	0.145
15T3	2.043	2.062	0.277	0.134
15T4	1.848	1.747	0.247	0.141
16T1	2.054	1.684	0.246	0.146
16T2	1.679	1.604	0.238	0.148
16T3	1.744	1.560	0.234	0.150
16T4	1.698	1.375	0.209	0.152
17T1	1.275	0.893	0.128	0.143
17T2	1.476	1.188	0.166	0.139
17T3	1.804	1.287	0.188	0.146
17T4	1.434	1.171	0.172	0.147
18T1	1.313	0.920	0.126	0.137
18T2	1.302	1.051	0.148	0.141
18T3	1.340	1.010	0.151	0.150
18T4	1.752	1.355	0.203	0.150
19T1	1.569	1.148	0.168	0.146
19T2	2.683	1.835	0.274	0.149
19T3	1.529	1.347	0.210	0.156
19T4	2.187	1.911	0.293	0.153
20T1	2.886	2.005	0.263	0.131
20T2	2.455	1.793	0.263	0.147
20T3	1.641	1.189	0.168	0.141
20T4	1.520	1.088	0.161	0.148
21T1	1.106	0.753	0.105	0.139
21T2	1.219	0.899	0.134	0.149
21T3	1.487	1.052	0.151	0.143
21T4	1.368	1.010	0.143	0.141