

**COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL**

**COMITÉ CIENTÍFICO ASESOR**

**17.<sup>a</sup> REUNIÓN**

La Jolla, California (EE. UU.)

8-12 de junio de 2026

**DOCUMENTO SAC-17-05**

**EVALUACIÓN DE LA ESTRATEGIA DE GESTIÓN DEL ATÚN PATUDO EN EL OCÉANO  
PACÍFICO ORIENTAL**

Haikun Xu y Mark N. Maunder

**ÍNDICE**

Resumen ejecutivo.....	2
1. Introducción.....	3
2. Antecedentes.....	4
2.1. Pesca.....	4
2.2. Gestión.....	5
2.3. Reglas de control de capturas candidatas.....	6
2.4. Indicadores de rendimiento.....	7
2.4.1. Seguridad.....	7
2.4.2. Estado.....	8
2.4.3. Estabilidad.....	8
2.4.4. Rendimiento y esfuerzo.....	8
2.4.5. Abundancia.....	8
3. Marco MSE.....	9
3.1. Modelos operativos.....	9
3.2. Modelo de muestreo.....	10
3.3. Modelo de estimación.....	10
3.4. Especificaciones del MSE.....	11
3.4.1. Especificaciones generales.....	11
3.4.2. Módulo de gestión.....	11
3.4.3. Error de implementación.....	12
3.4.4. Prueba de robustez.....	12
3.5. Algoritmo MSE.....	12
4. Resultados.....	13
4.1. Seguridad.....	13
4.2. Estado.....	14
4.3. Estabilidad.....	14
4.4. Rendimiento.....	14
4.5. Esfuerzo.....	14
4.6. Abundancia.....	15
4.7. Compromiso en las medidas de gestión.....	15
4.8. Prueba de robustez.....	16

5. Discusión.....	16
6. Referencias .....	17
Tablas .....	19
Figuras .....	25
Apéndice .....	43

## RESUMEN EJECUTIVO

El presente informe presenta los resultados de una Evaluación de la Estrategia de Gestión (MSE) elaborada para respaldar la adopción de una estrategia de captura del atún patudo en el Océano Pacífico oriental (EPO). La MSE utiliza simulación de bucle cerrado para evaluar ocho reglas de control de la captura (HCR) candidatas en el marco de una amplia gama de incertidumbres biológicas, pesqueras, de observación y de implementación. Estas simulaciones se basan en los fundamentos científicos mejorados proporcionados por la evaluación de referencia de la población y el análisis de riesgos de 2024, que incluye un conjunto de treinta y seis modelos operativos que representan estados plausibles de la naturaleza para el atún patudo. El objetivo de la MSE es cuantificar en qué medida las estrategias de captura alternativas cumplen los objetivos de gestión relacionados con la seguridad, el estado de la población, la estabilidad, el rendimiento, el esfuerzo y la abundancia.

En todas las HCR candidatas, se prevé que la población se recupere rápidamente en los primeros años de la simulación. Esta respuesta refleja tanto un fuerte reclutamiento en 2023 como la reducción de la mortalidad juvenil tras la aplicación del umbral por buque (IVT) a partir de 2022. Todas las HCR obtienen buenos resultados en relación con los puntos de referencia límite candidatos, con probabilidades casi nulas de superar los dos puntos de referencia límite «rígidos» ( $7,7 \%B_0$  y  $50 \%B_{MSY}$ ) y bajas probabilidades de caer por debajo del punto de referencia límite «flexible» ( $20 \%dB_0$ ). Del mismo modo, la probabilidad de permanecer en el cuadrante verde del gráfico de Kobe es alta para todas las HCR, oscilando entre aproximadamente el 90 % para las más agresivas y alrededor del 95 % para las más conservadoras.

Si bien el rendimiento en materia de seguridad biológica es similar en todas las HCR, surgen diferencias en las compensaciones entre la utilización de la pesquería y la conservación de la población. Las HCR más agresivas proporcionan mayores capturas de cerco y cierres de pesca más cortos, pero dan lugar a probabilidades ligeramente menores de cumplir los objetivos de estado de la población. Las HCR más conservadoras proporcionan mejores resultados en materia de seguridad y estado, pero a costa de cierres más largos y menores capturas de cerco. Estas compensaciones son fundamentales para la toma de decisiones de gestión e ilustran el valor del marco MSE a la hora de proporcionar comparaciones transparentes y cuantitativas entre las opciones estratégicas.

Una prueba de robustez que examinó el HCR más agresivo bajo un régimen hipotético de reducción persistente del 25 % en el reclutamiento mostró que la estrategia de captura seguía siendo cautelara, con probabilidades muy bajas de sobrepasar los puntos de referencia límite incluso en condiciones adversas a largo plazo. No obstante, varias limitaciones técnicas, entre ellas los supuestos sobre la escala de la mortalidad por pesca en función del número de días de veda, la falta de implementación de cuotas de palangre en las simulaciones, la selectividad constante y la representación simplificada de la incertidumbre de la CPUE, ponen de relieve áreas que requieren mejoras continuas. En general, los resultados demuestran que las ocho HCR candidatas pueden mantener la población de atún patudo en niveles sostenibles, y la selección entre ellas dependerá principalmente de las preferencias políticas en cuanto al equilibrio entre el rendimiento de la conservación, las tasas de captura y el rendimiento de la pesquería.

## 1. INTRODUCCIÓN

El objetivo principal de la gestión pesquera es la explotación sostenible de los recursos pesqueros, garantizando la viabilidad a largo plazo tanto de las poblaciones de peces como de las pesquerías y las actividades humanas asociadas que dependen de ellas. La gestión pesquera representa una compleja interacción entre múltiples partes interesadas con intereses, funciones y objetivos potencialmente diversos. Estas partes interesadas suelen incluir a pescadores, representantes de la industria, gestores, organizaciones conservacionistas, miembros del público y científicos pesqueros. , las funciones relativas y los niveles de participación de estas partes interesadas varían en función de los contextos culturales, institucionales, de recursos financieros e históricos. Tradicionalmente, los científicos pesqueros han desempeñado un papel central en el apoyo a la toma de decisiones de gestión mediante la realización de análisis cuantitativos para fundamentar las evaluaciones del estado y las tendencias de las poblaciones, tanto históricas como proyectadas en escenarios de gestión alternativos. El asesoramiento científico para la gestión pesquera puede adoptar muchas formas, dependiendo de las características de la pesquería, su evolución histórica, la disponibilidad y calidad de los datos, la capacidad analítica, los recursos financieros y humanos, y el marco de gestión vigente.

El enfoque tradicional para proporcionar asesoramiento de gestión se ha basado normalmente en un único modelo de evaluación «óptimo» que integra los datos disponibles (por ejemplo, capturas, índices de abundancia relativa y composiciones por tallas), estimaciones externas de procesos biológicos (por ejemplo, el crecimiento) y supuestos relativos a parámetros (por ejemplo, la mortalidad natural) y estructuras (por ejemplo, la estructura de la población o de la pesquería) que son difíciles o imposibles de estimar. Este enfoque ha resultado problemático porque los resultados de la evaluación pueden ser muy sensibles a los cambios en los tipos de datos, los métodos analíticos o la estructura del modelo y las hipótesis sobre los parámetros. Dado que los resultados de la evaluación se utilizan habitualmente en una regla de control de capturas (HCR) que especifica las medidas de gestión basadas en el estado estimado de la población en relación con los puntos de referencia estimados, las incertidumbres y sesgos de la evaluación pueden propagarse a las medidas de gestión. Otras deficiencias del enfoque tradicional incluyen una consideración limitada de las compensaciones a medio y largo plazo (por ejemplo, entre los niveles de explotación y el riesgo biológico), una tendencia a enfatizar los resultados de gestión a corto plazo (por ejemplo, el total admisible de capturas anual o los límites de esfuerzo) en lugar de la solidez del propio marco de toma de decisiones, y una tendencia a realizar cambios mínimos en la gestión en condiciones de incertidumbre, con un tratamiento incompleto de la incertidumbre, que a menudo se limita únicamente a la incertidumbre de la evaluación.

La evaluación de estrategias de gestión (MSE) está ampliamente reconocida como el marco más sólido para evaluar las compensaciones entre estrategias de captura alternativas, al tiempo que tiene en cuenta de forma explícita múltiples fuentes de incertidumbre. Las estrategias de captura comprenden combinaciones integradas de datos de entrada, métodos analíticos y el HCR que, en conjunto, determinan las medidas de gestión, como las cuotas de captura o los cierres estacionales. Una distinción fundamental entre el enfoque tradicional basado en la evaluación y la MSE radica en el tratamiento de la incertidumbre: mientras que el primero se centra principalmente en la incertidumbre de la evaluación (y, en ocasiones, en los supuestos del modelo), la MSE integra explícitamente incertidumbres adicionales, como las relacionadas con la implementación, el muestreo futuro y las proyecciones. Además, el MSE evalúa el riesgo mediante una simulación de bucle cerrado que capta la retroalimentación entre las medidas de gestión y la dinámica del sistema, diferenciándose así de las evaluaciones de poblaciones convencionales, que pueden sobreestimar el riesgo al no tener en cuenta las respuestas de gestión a la información futura.

El MSE es un marco basado en la simulación que evalúa las estrategias de captura candidatas utilizando indicadores de rendimiento vinculados a objetivos de gestión explícitos. Es importante destacar que el

MSE va más allá de un mero ejercicio técnico, ya que requiere la participación activa de las partes interesadas en la definición de objetivos, la selección de indicadores de rendimiento y la formulación de estrategias de captura candidatas. Si bien los aspectos técnicos del MSE —como el desarrollo de modelos y la simulación— son llevados a cabo principalmente por científicos, la eficacia del MSE depende en gran medida de la participación de las partes interesadas. Estos componentes técnicos y participativos deben evolucionar simultáneamente para garantizar un proceso de evaluación transparente, creíble y relevante para las políticas. El MSE se ha aplicado ampliamente tanto a nivel nacional como internacional, incluso por las cinco organizaciones regionales de ordenación pesquera del atún (CIAT, CAOI, WCPFC, CICAA y CCSBT), cada una de las cuales se encuentra en una etapa diferente de desarrollo e implementación del MSE.

Se ha puesto en marcha un proceso de evaluación de la sostenibilidad de la pesca (MSE) para los atunes tropicales del Océano Pacífico oriental (OPO), centrado inicialmente en el atún patudo (*Thunnus obesus*). Este proceso incluye tanto un componente de diálogo como un componente técnico. El componente de diálogo ha consistido en tres talleres patrocinados por la CIAT, así como en otros talleres, destinados a familiarizar a las partes interesadas con los conceptos de la MSE y a recabar aportaciones sobre los objetivos de gestión, los indicadores de rendimiento e es y las estrategias de captura. El componente técnico se ha centrado en desarrollar y adaptar el código de simulación, acondicionar modelos operativos alternativos que representen dinámicas biológicas y pesqueras plausibles, y crear herramientas en línea para comunicar los resultados de la MSE y facilitar la participación de las partes interesadas.

Las evaluaciones fiables de las poblaciones, adecuadas para su uso como modelos operativos, son fundamentales para el proceso de MSE. La evaluación del atún patudo ha evolucionado sustancialmente con el tiempo, con importantes mejoras metodológicas implementadas en los últimos años. La evaluación de referencia de 2020 presentaba importantes incertidumbres, entre ellas un patrón bimodal en las magnitudes clave de gestión y un aparente cambio de régimen en el reclutamiento, coincidiendo con la expansión de la pesquería de cerco con objetos flotantes en la década de 1990 (SAC-11-06). Aunque esta evaluación abarcaba una amplia gama de incertidumbres, es posible que los modelos operativos resultantes no fueran óptimos para seleccionar estrategias de gestión sólidas. Por el contrario, la evaluación de referencia de 2024 resolvió muchos de estos problemas estructurales, lo que permitió el desarrollo de un conjunto más fiable de modelos operativos (SAC-15-02). Estas mejoras, junto con la evolución de las perspectivas sobre los puntos de referencia objetivo adecuados para los atunes tropicales en el OPO, motivaron una revisión del plan de trabajo del MSE, sustituyendo los modelos operativos originales por un nuevo conjunto derivado del análisis de riesgos de 2024 e incorporando HCR y puntos de referencia alternativos.

El presente informe expone los aspectos técnicos del MSE para el atún patudo en el OPO. La segunda sección resume las pesquerías de atún patudo, las medidas de ordenación actuales, las reglas de control de capturas propuestas y los indicadores de rendimiento utilizados para evaluarlas. La tercera sección explica la construcción de los modelos operativos, de muestreo y de estimación, el tratamiento de la incertidumbre y los procedimientos utilizados para simular decisiones de gestión y realizar una prueba de robustez. La cuarta sección presenta el rendimiento de ocho reglas de control de capturas candidatas en relación con los objetivos biológicos, pesqueros y de estabilidad. La sección final destaca las principales incertidumbres en los supuestos de modelización y los datos de entrada que deben tenerse en cuenta al interpretar los resultados del MSE.

## **2. ANTECEDENTES**

### **2.1. Pesquerías**

El atún patudo es una especie de atún tropical que habita en las aguas tropicales y templadas de los océanos Pacífico, Atlántico e Índico (Collette, Reeb et al. 2001) . En el OPO, el patudo es explotado mediante múltiples artes de pesca, principalmente palangre y cerco. Desde la década de 1970, el patudo ha sido la

principal especie objetivo de la pesquería de palangre, impulsada por su alto valor comercial en el mercado mundial del sashimi (Matsumoto 2008) . Antes de 1993, las flotas palangreras de alta mar representaban la mayor parte de las capturas de patudo en el OPO, con desembarques anuales medios de aproximadamente 88 000 toneladas métricas durante el periodo 1985-1992 (CIAT 2021) .

Por el contrario, las pesquerías de cerco capturan predominantemente atún patudo juvenil (Okamoto y Bayliff 2003, Xu, Maunder et al. 2020) . Los tres tipos principales de pesca con red de cerco en el OPO incluyen lances realizados sobre bancos de atún en libre natación (NOA), sobre atunes asociados a manadas de delfines (DEL) y sobre atunes asociados a objetos flotantes (OBJ) (Lennert-Cody y Hall 2000, Maunder y Harley 2006) . Entre estos, las capturas con objetos flotantes representaban históricamente un porcentaje relativamente menor de las capturas de patudo antes de 1993, cuando la pesquería se basaba principalmente en objetos a la deriva naturales (Lennert-Cody y Hall 2000) . Las capturas anuales de patudo con objetos flotantes durante este periodo ascendieron a una media de aproximadamente 5.000 toneladas métricas, un nivel muy inferior al de las capturas con palangre (CIAT 2021) .

Tras la adopción generalizada de los dispositivos de concentración de peces a principios de la década de 1990, la pesquería con OBJ se expandió rápidamente y sustituyó a la pesquería con palangre como principal fuente de capturas de atún patudo en el OPO (Xu, Maunder et al. 2020, CIAT 2021) . Durante el mismo periodo, las capturas de NOA y DEL contribuyeron mínimamente a las capturas de atún patudo en el OPO (Figura 1). Los dispositivos de concentración de peces son objetos flotantes de fabricación humana que se colocan en el agua para atraer a los atunes. Suelen estar equipados con una ecosonda para medir la abundancia de peces y un GPS para informar de su ubicación geográfica (Hall y Roman 2013) . Esta expansión extendió la pesquería desde las aguas costeras del continente americano hasta zonas de alta mar más allá del límite occidental de gestión (150° W) (Lennert-Cody y Hall 2000) . El consiguiente aumento de la mortalidad de juveniles de patudo afectó sustancialmente a la dinámica de la población y a los rendimientos de los palangreros (Okamoto y Bayliff 2003, Matsumoto 2008, Sun, Maunder et al. 2019) . En consecuencia, la proporción de la captura total de atún patudo atribuida a las flotas de palangre disminuyó del 88 % en 1993 a un nivel históricamente bajo del 23 % en 2020 (CIAT 2021) . Desde 2022, la aplicación del umbral por buque (IVT) ha contribuido a la reducción de las capturas de atún patudo en el OBJ (Figura 1).

En la evaluación de referencia de 2024, se definieron veintidós flotas pesqueras de atún patudo en el OPO, clasificadas por tipo de arte (red de cerco o palangre), tipo de calada de red de cerco (OBJ o NOA), área de operación espacial (Figura A1) y unidad de captura de palangre (número o peso). Estas flotas comprenden catorce flotas de palangre, cinco flotas de objetos flotantes, una flota de descartes de objetos flotantes y dos flotas no asociadas. Debido a los datos limitados sobre la composición por tallas y a las contribuciones insignificantes al total de capturas, los lances con caña y línea y los lances asociados a delfines se agruparon en la categoría de no asociados.

## **2.2. Gestión**

El asesoramiento de ordenación para las pesquerías de atún tropical del OPO en la CIAT se ha basado tradicionalmente en la aplicación de la estrategia de captura provisional utilizando un enfoque de mejor evaluación. Se realizan evaluaciones formales de las poblaciones de atún patudo y rabil, mientras que el estado del atún listado se ha inferido históricamente de forma indirecta, aunque se completaron recientes evaluaciones provisionales y de referencia en 2022 y 2024, respectivamente. Reconociendo las limitaciones en la fiabilidad de las evaluaciones, en particular para el patudo (2018) y el rabil (2019 y 2024), el personal de la CIAT concluyó que estas evaluaciones eran insuficientes como únicas bases para el asesoramiento de ordenación. Si bien los indicadores del estado de las poblaciones se utilizan para respaldar las deliberaciones de ordenación, no están formalmente integrados en las HCR operativas, lo que da lugar a la ausencia de un marco de ordenación cuantitativo por defecto cuando las evaluaciones no son fiables.

Para hacer frente a estos retos, el personal de la CIAT propuso un marco de análisis de riesgos multimodelo ponderado que incorpora la incertidumbre tanto en los parámetros como en la estructura del modelo (SAC-11-08). Si bien esto supone una mejora con respecto a los enfoques anteriores al incorporar explícitamente la incertidumbre en las recomendaciones de gestión, siguen existiendo importantes incertidumbres sin resolver en relación con la dinámica de las poblaciones y las interacciones pesqueras. En consecuencia, la CIAT ha hecho hincapié en dos vías complementarias: la mejora continua de las evaluaciones de las poblaciones y el avance de la MSE como elemento central de su [Plan Científico Estratégico](#). Aunque se han adoptado estrategias de captura provisionales para los atunes tropicales en el OPO, varios componentes (por ejemplo, la especificidad de los objetivos de ordenación, la probabilidad de situarse por encima de los puntos de referencia objetivo) requieren un mayor perfeccionamiento para constituir una estrategia plenamente especificada (SAC-15-08).

La gestión de los túnidos tropicales en el OPO se basa principalmente en cierres de la pesquería de cerco y cuotas de captura con palangre. La duración del cierre se determina en función de la población que requiera la gestión más restrictiva, históricamente, en la mayoría de los años, el atún patudo. Suponiendo una relación lineal entre el esfuerzo pesquero y la mortalidad por pesca, la duración del cierre se calcula en función de la relación entre la mortalidad por pesca actual y la correspondiente al rendimiento máximo sostenible (MSY). Desde 2022, se ha aplicado la medida IVT para reducir aún más la mortalidad del patudo en la pesquería del OBJ.

### **2.3. Reglas de control de capturas candidatas**

Se evaluaron ocho HCR candidatas en el MSE para el atún patudo (Tabla 1 y Figura 2). Una HCR fue propuesta por el personal de la CIAT (ref.), y siete fueron presentadas por los participantes del grupo de trabajo del MSE (MSEWG). Inicialmente, el MSEWG propuso trece HCR candidatas; sin embargo, debido a limitaciones computacionales y logísticas, el personal solo pudo evaluar de manera realista siete HCR, además de la propuesta e del personal. Tras una revisión de los resultados preliminares del MSE en la segunda reunión del MSEWG, este acordó eliminar seis HCR candidatas de la lista priorizada por considerarse redundantes (MSEWG-x).

En 2025, el personal propuso una única HCR para el patudo (SAC-16-06). Posteriormente, se elaboraron trece HCR candidatas durante las recientes reuniones del Grupo de Trabajo sobre MSE (MSEWG) celebradas a finales de 2025 y 2026. Debido a limitaciones computacionales y logísticas, y tras una revisión de los resultados preliminares del MSE en la segunda reunión del MSEWG (informe), el MSEWG acordó eliminar seis HCR candidatas de la lista priorizada, ya que se consideraron redundantes (MSEWG-x). Como resultado, el presente MSE evalúa el rendimiento del HCR propuesto por el personal junto con siete HCR alternativos seleccionados por el MSEWG. En el MSE se evaluaron ocho HCR candidatos para el patudo (Tabla 1 y Figura 2).

Las ocho HCR candidatas se basan en dos datos relacionados con la biomasa: la relación dinámica de biomasa reproductora (dSBR) y su punto de control asociado. En este caso, el dSBR se define como la relación entre la biomasa reproductora actual y una biomasa reproductora hipotética en una serie temporal de reclutamiento y ausencia de pesca. El término «dinámico» refleja que la variabilidad del reclutamiento se incorpora explícitamente en la estimación del SBR. Estos datos se estiman utilizando una versión simplificada del modelo básico de evaluación de la población empleado en el análisis de riesgo más reciente (SAC-15-02) para reducir el tiempo de cálculo. Cada HCR prescribe una tasa de mortalidad por pesca para el ciclo de gestión posterior basada en estimaciones de dSBR en relación con su punto de control al final del ciclo de gestión actual. La mortalidad por pesca especificada por el HCR se traduce entonces en el número de días de cierre de la pesquería, suponiendo una relación lineal entre la mortalidad por pesca y el número de días en que la pesquería está abierta (es decir, 365 menos el número de días de cierre).

Los ocho HCR candidatos comparten una forma estructural común (Tabla 1 y Figura 2). En todos los casos, la mortalidad por pesca se mantiene en el nivel ( $F_{max}$ ) correspondiente a la biomasa objetivo cuando se estima que dSBR supera el nivel de biomasa umbral ( $S_{control}$ ) y disminuye linealmente hasta cero a biomasa cero en función de dSBR cuando este cae por debajo de  $S_{control}$ .

Además, todos los HCR imponen restricciones idénticas a los ajustes de gestión interanuales:

- cuando dSBR supera  $S_{control}$ , el cambio en la duración del cierre entre ciclos de gestión sucesivos se limita a  $\pm 10$  días;
- cuando dSBR es inferior a  $S_{control}$ , los aumentos y disminuciones del cierre tienen un límite máximo de +20 y -10 días, respectivamente.

Los análisis preliminares han demostrado que esta restricción de gestión asimétrica descrita anteriormente permite responder rápidamente al agotamiento de la población, al tiempo que se preserva la estabilidad de la gestión (MSEWG-03-04). En cada HCR, se espera que la biomasa evolucione asintóticamente hacia el nivel correspondiente a  $F_{max}$ , por lo que  $F_{max}$  debe fijarse en función del nivel de biomasa objetivo.

Los ocho HCR candidatos difieren en los niveles de biomasa objetivo y en los umbrales de control de la biomasa (Tabla 1 y Figura 2). El HCR propuesto por el personal es el más agresivo de los ocho, ya que especifica una mortalidad por pesca objetivo relativamente alta ( $F_{max} = F_{30\%}$ ) y un umbral de biomasa bajo ( $S_{control} = 0.2$ ). Por el contrario, los siete HCR propuestos por el MSEWG son más conservadores, con valores más bajos de  $F_{max}$ , valores más altos de  $S_{control}$ , o ambos. En conjunto, los ocho HCR candidatos abarcan tres niveles objetivo de mortalidad por pesca ( $F_{max} = F_{40\%}, F_{35\%}$  y  $F_{30\%}$ ) y cuatro niveles umbral de biomasa ( $S_{control} = 0.2, 0.25, 0.30$ , and  $0.4$ ). El HCR más conservador especifica tanto una mortalidad por pesca objetivo baja ( $F_{max} = F_{40\%}$ ) como un nivel umbral de biomasa alto ( $S_{control} = 0.4$ ). Para mayor claridad y coherencia a lo largo de este documento, los HCR se denotan utilizando el formato Ftarget-Scontrol. Por ejemplo, el HCR del personal y el HCR más conservador mencionados anteriormente se denominarán en lo sucesivo HCR F30-S20 y HCR F40-S40, respectivamente.

## 2.4. Indicadores de rendimiento

Los objetivos de gestión para el atún patudo en el OPO pueden clasificarse en seis categorías: seguridad, estado, estabilidad, rendimiento, esfuerzo y abundancia. Para evaluar y comparar cuantitativamente el rendimiento de las ocho HCR candidatas con respecto a estos objetivos, el MSEWG propuso uno o más indicadores de rendimiento para cada objetivo. Estos indicadores se describen en detalle a continuación y también se resumen en la Tabla 2.

Como parte de los debates que tuvieron lugar durante el componente de diálogo del proceso de MSE, incluidos los talleres de MSE (véase el informe con la tabla inicial de objetivos) y las reuniones del Grupo de Trabajo de MSE, se identificaron algunos objetivos de ordenación preliminares (véase el informe de la reunión del GT). Para evaluar y comparar cuantitativamente el rendimiento de las ocho HCR candidatas con respecto a estos objetivos, el MSEWG propuso uno o más indicadores de rendimiento para cada objetivo. Estos indicadores se describen en detalle a continuación y también se resumen en la Tabla 2.

### 2.4.1. Seguridad

El objetivo de seguridad propuesto es mantener la población por encima de los puntos de referencia límite candidatas. El MSEWG propone tres puntos de referencia límite (LRP) alternativos para su prueba en el MSE, cada uno de los cuales corresponde a un indicador de rendimiento distinto:

1. LRP en 0,2 de dSBR (0,2dSBR), que es el punto de referencia límite adoptado para la mayoría de las poblaciones de atún tropical en el Océano Pacífico occidental y central. Este punto de

referencia límite tiene por objeto garantizar un grado de coherencia entre la gestión de las poblaciones de atún patudo en todo el Océano Pacífico.

2. LRP de 0,077 para el SBR (0,077SBR), que representa el LRP provisional para los atunes tropicales en el OPO, correspondiente a una probabilidad de superación inferior al 10 %. Este valor se deriva del nivel de SBR asociado a una reducción del 50 % en el reclutamiento, suponiendo una pendiente de la relación stock-reclutamiento de 0,75.
3. LRP de 0,5 para la biomasa reproductora ( $SB/SB_{MSY}$ , 0,5SBmsy), donde  $SB_{MSY}$  denota la biomasa reproductora correspondiente al RMS.

El MSEWG propone considerar el valor de 0,2 SBR como un límite flexible, con una probabilidad relativamente baja de incumplimiento (por ejemplo, <20 %), y los valores de 0,077 SBR y 0,5 SBmsy como límites estrictos, con una probabilidad muy baja de incumplimiento (por ejemplo, <1 %) (MSEWG-02). En consecuencia, los tres indicadores de rendimiento se definen como las probabilidades de que la biomasa reproductora supere cada uno de estos puntos de referencia límite en todos los años de simulación, modelos operativos (OM) e iteraciones.

#### **2.4.2. Estado**

El objetivo de estado propuesto para el MSE es mantener la población dentro del cuadrante verde del gráfico de Kobe, definido por  $SB > SB_{MSY}$  y  $F < F_{MSY}$ . El indicador de rendimiento correspondiente es la probabilidad de que la población permanezca dentro de este cuadrante verde en todos los años de simulación, modelos operativos (OM) e iteraciones.

#### **2.4.3. Estabilidad**

El objetivo de estabilidad propuesto que se debe considerar en el MSE es limitar la magnitud de la variación interanual media tanto en las capturas como en el esfuerzo pesquero. El principal indicador de rendimiento para la estabilidad de las capturas es la variabilidad media anual en las capturas totales de patudo. Se define como la relación entre el cambio medio interanual en las capturas y la captura media. En cuanto al esfuerzo pesquero, los gestores han manifestado que no es deseable que las pesquerías de cerco en el Océano Pacífico oriental experimenten grandes fluctuaciones en los cierres de la pesquería, que se aplican de manera uniforme a los tres tipos de cerqueros. Independientemente del HCR aplicado, el aumento máximo de la duración del cierre se limita a 20 días cuando se estima que la biomasa reproductora cae por debajo del punto de control de la probabilidad de cierre. Por lo tanto, la probabilidad de que el cierre se prolongue hasta un máximo de 20 días en respuesta al agotamiento de la población se calcula como indicador de rendimiento para la estabilidad del esfuerzo.

#### **2.4.4. Rendimiento y esfuerzo**

Los objetivos propuestos de rendimiento y esfuerzo tienen por objeto mantener tanto las capturas como el esfuerzo pesquero en niveles elevados. Para evaluar el rendimiento, se calculan las capturas medias anuales de patudo para las pesquerías de cerco y palangre, así como para ambos artes combinados. Se supone que el esfuerzo pesquero es proporcional al número de días que la pesquería permanece abierta, de modo que el número medio anual de días de veda sirve como indicador de rendimiento para el esfuerzo (unas duraciones medias de veda más bajas corresponden a mayores esfuerzos pesqueros).

#### **2.4.5. Abundancia**

El objetivo de abundancia propuesto es mantener la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) media de la pesca con palangre en un nivel igual o superior al observado durante 2017-2019. El indicador de rendimiento asociado se define como la relación entre la CPUE media de palangre en todos los años de simulación y la CPUE media observada durante el período 2017-2019. Dado que la pesquería de palangre en el OPO se centra predominantemente en el atún patudo adulto, la CPUE de palangre se considera un

indicador fiable de la biomasa reproductora y, por lo tanto, un indicador significativo de la abundancia de la población.

### 3. MARCO MSE

#### 3.1. Modelos operativos

Los modelos operativos (MO) representan hipótesis sobre la dinámica real de la población de atún patudo y las pesquerías asociadas, incluyendo la incertidumbre en los procesos biológicos (por ejemplo, crecimiento, mortalidad natural, pendiente de la relación entre la población y el reclutamiento, régimen de reclutamiento) y en los procesos pesqueros (por ejemplo, selectividad y capturabilidad). Todos los OM se implementaron en Stock Synthesis (Methot y Wetzel 2013) . Tanto la incertidumbre de los parámetros como la incertidumbre estructural se incorporan en el desarrollo de los OM, que se ponderan utilizando cuadrículas de modelos que representan supuestos de estructura alternativos.

El conjunto de modelos operativos utilizado en el MSE consta de los treinta y seis modelos de referencia desarrollados para el análisis de riesgos de 2024, que en conjunto representan un conjunto de modelos de evaluación de poblaciones. En el informe de la evaluación comparativa más reciente (SAC-15-02) se ofrecen descripciones detalladas de estos modelos. A efectos del MSE, los modelos de referencia se actualizaron en 2025 incorporando un año adicional (2024) de datos, lo que permite a los OM reflejar con mayor precisión el estado actual de la población y las condiciones de la pesquería.

Los treinta y seis modelos de referencia abordan tres fuentes principales de incertidumbre dentro de un marco jerárquico:

1. Incertidumbre en el desajuste de los datos de composición por tallas para la pesquería de palangre bajo el supuesto de selectividad asintótica;
2. Incertidumbre en la tasa de aumento gradual del esfuerzo en la pesquería de palangre; y
3. Incertidumbre en la pendiente de la relación entre la población y el reclutamiento.

**Incertidumbre de nivel 1:** Se utilizan cuatro estructuras de modelo alternativas para abordar el **desajuste con respecto a los datos de composición de la pesca con palangre** bajo el supuesto de selectividad asintótica (nombres de las hipótesis entre paréntesis):

1. Ignorar el desajuste (Fix);
2. Estimar la curva de crecimiento con una distribución a priori de « $L_{inf}$  » (Gro)
3. Estimar una curva de selectividad en forma de cúpula para la pesquería de palangre que se supone que tiene selectividad asintótica (Sel); y
4. Estimar un escalador para el vector de mortalidad natural (Mrt).

Cada estructura del modelo tiene la misma ponderación.

**Nivel 2 de incertidumbre:** Se consideran tres **tasas anuales de aumento de la capturabilidad con palangre** (0 %, 1 % y 2 %) para representar la incertidumbre en el aumento gradual del esfuerzo. Dado que el atún patudo es la principal especie objetivo de la flota palangrera japonesa en el OPO, se espera que la capturabilidad aumente con el tiempo a medida que mejoren las técnicas y la tecnología pesqueras. Basándose en las recomendaciones del panel de revisión ([RVMTT-01-RPT](#)), se sugirió un aumento anual del 1 %, incluyéndose el 0 % y el 2 % para delimitar esta incertidumbre. Cada tasa anual tiene la misma ponderación.

**Nivel 3 de incertidumbre:** Se incluyen tres **valores de pendiente** (1,0; 0,9 y 0,8) para abordar la incertidumbre en la forma de la relación entre la población y el reclutamiento. Los tres valores de pendiente se ponderan con 0,46, 0,32 y 0,22, respectivamente, basándose en el criterio de los expertos del análisis de

riesgos de la última evaluación de referencia ([SAC-11 INF-F](#)).

### 3.2. Modelo de muestreo

El modelo de muestreo define cómo se recogen los datos —incluidas las capturas, las composiciones por tallas y la CPUE— de la población «real» simulada, teniendo en cuenta el error de observación, la incertidumbre de medición y el sesgo. Los datos simulados de capturas, índices de abundancia de palangre y composiciones por tallas se generan utilizando la función bootstrap de Stock Synthesis, la plataforma en la que se implementan tanto los modelos operativos como el modelo de estimación.

Se aplica una semilla aleatoria específica para cada iteración al procedimiento de bootstrap, con el fin de garantizar que los errores de observación sean idénticos en todos los HCR dentro de cada iteración. Se supone que las observaciones de capturas tienen un error de medición insignificante (coeficiente de variación,  $CV = 0,01$ ). El CV del índice de abundancia de palangre se establece igual al valor medio observado durante el periodo 2021-2023. Los tamaños de muestra efectivos para los datos de composición por talla de palangre se fijan en los observados durante 2017-2019, ya que no se recopilaron datos de composición por talla de palangre durante el periodo de la COVID-19.

### 3.3. Modelo de estimación

El modelo de estimación (EM) utiliza datos simulados de pesca y del índice de abundancia para estimar el estado y las tendencias percibidas de la población, que se utilizan para aplicar medidas de gestión de acuerdo con los HCR especificados.

Se evaluaron tres modelos de estimación candidatos durante la fase inicial del desarrollo del MSE:

1. La versión ASPM\_Rdevs+ del modelo de referencia base (Fix-1-1);
2. La versión ASPM\_Rdevs+ del modelo de referencia básico ajustado; y
3. La versión ASPM\_Rdevs+ del modelo de referencia conjunto.

ASPM\_Rdevs+ hace referencia a un modelo de producción estructurado por edades que incluye desviaciones estimadas del reclutamiento y se ajusta al índice de abundancia, así como a los datos de composición por tallas para el índice de abundancia (suponiendo una selectividad en forma de cúpula) y para una pesquería de palangre (suponiendo una selectividad asintótica). Cabe señalar que las selectividades de las dos flotas se estiman, mientras que las de todas las demás flotas se fijan en el modelo. Se adoptó este marco simplificado porque replicar la evaluación completa de la población de referencia dentro del MSE resultaría computacionalmente prohibitivo.

El ajuste se logró mediante el ajuste del sesgo de las estimaciones de la mortalidad por pesca y el dSBR utilizando valores del año terminal del conjunto EM y OM estimados a partir de los datos históricos (Tabla 3). Concretamente, se aplican factores de escala de 0,833 y 1,163 a las estimaciones de la mortalidad por pesca y dSBR del EM, respectivamente, al implementar el HCR. Estos escaladores representan la relación entre las estimaciones finales ponderadas del conjunto OM y las estimaciones correspondientes del EM, lo que garantiza la coherencia entre el EM y el conjunto OM.

Las pruebas comparativas indicaron que la versión ASPM\_Rdevs+ del modelo de referencia base ajustado lograba tanto la eficiencia computacional (una limitación del conjunto EM) como la convergencia asintótica fiable de la biomasa simulada hacia el objetivo definido por el HCR (una limitación del modelo base no ajustado) (Figura A2). En consecuencia, este modelo fue seleccionado como el EM para el MSE.

Los parámetros estimados en el EM incluyen las desviaciones de reclutamiento inicial y principal, el nivel de reclutamiento sin pesca ( $R_0$ ), dos tasas de mortalidad por pesca iniciales (una para la pesca con red de cerco y otra para la pesca con palangre) y seis parámetros para las dos curvas de selectividad de palangre estimadas. En promedio, cada ejecución del EM requiere aproximadamente 12 minutos para

obtener la estimación de máxima verosimilitud (MLE). Se supone que se ha alcanzado la convergencia cuando el componente del gradiente máximo es inferior a 0,01. Debido a limitaciones computacionales, no se evaluó si la hessiana era definida positiva.

### 3.4. Especificaciones del MSE

#### 3.4.1. Especificaciones generales

Los modelos operativos (OM) se han «condicionado» a partir de los datos pesqueros recopilados entre 1979 y 2024, ya que los datos correspondientes a 2025 son incompletos. Se han proyectado hacia el futuro durante veintiún años (2025-2046) mediante simulaciones de bucle cerrado en las que las medidas de gestión se actualizan de acuerdo con las estimaciones de biomasa derivadas del HCR y del EM. Este horizonte de proyección representa un equilibrio entre la viabilidad computacional y la necesidad de captar la dinámica de las poblaciones a largo plazo. Cada ciclo de gestión en el que la gestión se mantiene constante abarca tres años, lo que da lugar a siete ciclos de gestión completos. Dado que el patudo en el OPO alcanza la madurez aproximadamente a los 3,5 años, las simulaciones abarcan aproximadamente seis generaciones de patudo.

Para tener en cuenta la estocasticidad en el reclutamiento, los procesos de observación y la implementación de la gestión, cada combinación de incertidumbre de Nivel 1 y Nivel 2 incluye 100 iteraciones, cada una con semillas aleatorias únicas. Estas iteraciones se distribuyen entre las tres hipótesis de pendiente en proporción a sus ponderaciones (46, 32 y 22 iteraciones para valores de pendiente de 1,0, 0,9 y 0,8, respectivamente). Dadas cuatro hipótesis de nivel 1 y tres de nivel 2, cada HCR se evalúa utilizando un total de 1200 iteraciones únicas ( $4 \times 3 \times 100$ ).

Las futuras captaciones se modelan como distribuidas lognormalmente con un sesgo nulo y una desviación estándar de 0,6, en consonancia con los supuestos utilizados en los OM. Se aplican semillas aleatorias específicas para cada iteración a la generación de captaciones para garantizar que se compartan desviaciones de captación idénticas entre todos los HCR dentro de cada iteración.

#### 3.4.2. Módulo de gestión

El módulo de gestión traduce las estimaciones del EM en decisiones de cierre de la pesquería basadas en el HCR específico. El procedimiento consta de los siguientes siete pasos:

1. Ejecutar el EM para obtener las estimaciones de los valores actuales de  $F/F_{max}$  y dSBR
2. Ajustar estas estimaciones utilizando escaladores predefinidos (0,833 para  $F/F_{max}$  y 1,163 para dSBR)
3. Aplicar el HCR para calcular el número objetivo de días de cierre:

$$Closure_{HCR} = 365 - (365 - Closure_{current}) \times \frac{\max(1, SBR/S_{control}) \times F_{max}}{F}$$

donde  $Closure_{current}$  es la duración del cierre en el ciclo de gestión actual

4. Restablezca el nuevo cierre basándose en la restricción de gestión si la nueva duración del cierre calculada en el paso 3 requiere un cambio de gestión superior al límite (diez días si  $SBR > S_{control}$  o si  $SBR < S_{control}$  y  $Closure_{HCR} < Closure_{current}$  ; veinte días si  $SBR < S_{control}$  y  $Closure_{HCR} > Closure_{current}$  )
5. Calcular el cambio relativo en la mortalidad por pesca entre el ciclo de gestión actual y el nuevo:

$$F_{ratio} = \frac{365 - Closure_{current}}{365 - Closure_{HCR}}$$

6. Calcular la mortalidad por pesca actual en el OM ( $F_{current}$  )
7. Calcular la mortalidad por pesca prevista por el OM para el próximo ciclo de gestión:

$$F_{HCR} = F_{current} \times F_{ratio}$$

Debido a limitaciones técnicas relacionadas con la función de proyección de Stock Synthesis, en el módulo de gestión se asume que los cierres de pesquerías tienen el mismo impacto proporcional en las mortalidades por pesca con red de cerco y con palangre. Teniendo en cuenta que el dSBR se ve afectado principalmente por la pesquería de cerco (Figura A3), no se espera que esta suposición sesgue sustancialmente las trayectorias del dSBR. Restricciones similares impiden la aplicación directa del límite de captura con palangre especificado en la Resolución [C-21-04](#). Las implicaciones de excluir este límite se analizan en las secciones siguientes.

### **3.4.3. Error de implementación**

En el MSE, se supone que la mortalidad por pesca es proporcional al número de días de pesca abiertos, lo que refleja el marco actual de control del esfuerzo para las pesquerías de cerco en el OPO. Sin embargo, factores como la capacidad de la flota, la medida del umbral individual (IVT) para reducir las capturas de patudo, la abundancia de listado y el número de dispositivos de concentración de peces activos pueden generar desviaciones de esta relación lineal idealizada. Para captar estas desviaciones, se incorpora el error de implementación como un componente estocástico. Dado que la mortalidad por pesca se ve influida por factores que van más allá de las medidas de gestión formales (es decir, el cierre de la pesquería), la inclusión del error de implementación mejora el realismo y la solidez de los resultados del MSE.

Sin embargo, especificar una magnitud adecuada del error de implementación para el MSE resulta complicado. El contraste en el cierre de la pesquería durante la última década es escaso, lo que impide estimar una magnitud fiable del error de implementación a partir de observaciones históricas. Además, se espera que la introducción del IVT influya en la magnitud del error de implementación, y pasarán años antes de que esta influencia pueda evaluarse cuantitativamente. Dado que el error de implementación en este MSE se aplica a una mortalidad por pesca que se supone constante dentro de cada ciclo de gestión de tres años, se modela como un error con distribución lognormal, constante a lo largo de los tres años del ciclo de gestión, sin sesgo y con una desviación estándar de 0,1. Los resultados preliminares mostraron que añadir este error de implementación al MSE da lugar a trayectorias más variables de dSBR (Figura A4).

### **3.4.4. Prueba de robustez**

El personal también llevó a cabo una prueba de robustez para evaluar el rendimiento de las HCR candidatas para el atún patudo en el OPO bajo un escenario extremo hipotético: una reducción sostenida del 25 % en el reclutamiento a partir de 2025. Este escenario tiene por objeto evaluar el comportamiento de las HCR en condiciones adversas que reducen sustancialmente la productividad de la población.

Salvo por el cambio de régimen impuesto en el reclutamiento, todas las especificaciones de simulación para la prueba de robustez fueron idénticas a las utilizadas en el MSE del caso base. Debido a limitaciones de tiempo, la prueba de robustez se llevó a cabo únicamente para el HCR candidato más agresivo, el F30–S20, del que se espera que sea el más vulnerable a las disminuciones en el reclutamiento.

## **3.5. Algoritmo MSE**

El flujo de trabajo computacional del MSE comprende los siguientes pasos:

1. Ajustar los treinta y seis modelos operativos (OM) a los datos históricos de 1979-2024, generando estimaciones de parámetros fijos para la simulación.
2. Recopilar los datos históricos y las especificaciones estructurales requeridos por el EM.
3. Proyectar los OM hacia adelante durante un ciclo de gestión (tres años) utilizando datos simulados, desviaciones de reclutamiento y medidas de gestión derivadas del HCR. Esto actualiza la trayectoria de la población durante 3 años.
4. Actualizar los archivos de datos de los OM mediante:

- a. Ampliar el año terminal en tres años;
  - b. Inserta las capturas proyectadas del paso 3 para los tres años actualizados de capturas «históricas»;
  - c. Incorporar reclutamientos aleatorios en los tres años actualizados; y
  - d. Añadir datos ficticios de CPUE y composición por tallas para los tres años actualizados.
5. Realice un bootstrap de las observaciones percibidas (capturas, CPUE y composiciones por talla) para todo el período y sustituya únicamente los datos recién obtenidos mediante bootstrap para los tres años actualizados.
  6. Repetir los pasos 2 a 5 siete veces para generar veintiún años de simulaciones de bucle cerrado
  7. Repetir los pasos 2 a 6 a lo largo de 100 iteraciones estocásticas utilizando desviaciones de reclutamiento y semillas de bootstrap consistentes para cada escenario de OM.

Toda la simulación está codificada en R (R Core Team 2025) y el paquete asociado r4ss (Taylor, Doering et al. 2021) .

#### 4. RESULTADOS

El MSE para el patudo en la EPO evalúa ocho HCR candidatas. Cada HCR se somete a prueba en 36 modelos operativos, con 1 200 iteraciones estocásticas únicas por HCR. Para cada iteración, se simula el MSE durante 21 años, lo que corresponde a siete ciclos de gestión de tres años. En total, las simulaciones del MSE incluyen 57 600 ejecuciones EM ( $8 \times 1200 \times 6$ ), teniendo en cuenta que el primer ciclo de gestión no requiere una ejecución EM. Basándose en el criterio de convergencia de un componente de gradiente máximo inferior a 0,01, se considera que todas las ejecuciones EM han convergido con éxito. En las 57 600 ejecuciones, el gradiente máximo más grande es de 0,005, mientras que la mediana del gradiente máximo fue de 0,0003.

Dado que tanto la biomasa objetivo como el punto de control de las HCR se definen en términos de dSBR, se examinan en primer lugar las trayectorias de dSBR para evaluar los efectos de las HCR candidatas sobre el agotamiento de la población. Cada HCR incluye 1.200 iteraciones únicas, cada una de las cuales representa un posible escenario futuro. Existe una incertidumbre considerable en torno a las trayectorias futuras de dSBR, y esta incertidumbre aumenta ligeramente con el tiempo (Figura 3). La trayectoria media a lo largo de las iteraciones representa el estado previsto de la población bajo cada HCR. Independientemente del HCR aplicado, el dSBR medio aumenta bruscamente de aproximadamente 0,25 a más de 0,35 durante el primer ciclo de gestión (Figura 4). Dado que la medida IVT se aplica desde 2022, la mortalidad por pesca del patudo juvenil fue menor que en años anteriores. Los beneficios de esta reducción comienzan a manifestarse en la biomasa reproductora cuando estos juveniles alcanzan la madurez, alrededor de 2025.

##### 4.1. Seguridad

Se calculan tres indicadores de rendimiento para el objetivo de seguridad, cada uno de ellos asociado a un punto de referencia límite candidato diferente. El primer punto de referencia se considera un límite flexible, cuya probabilidad de superarse debería ser baja. La probabilidad de que el dSBR caiga por debajo de 0,2 oscila entre el 1,2 % con el HCR F40-S40 y el 3,5 % con el HCR F30-S20 (Tabla 4 y Figura 5).

El segundo y el tercer punto de referencia se consideran límites estrictos, cuya probabilidad de superarse debería ser muy baja. Independientemente del HCR aplicado, la probabilidad de que el SBR caiga por debajo de 0,077 es inferior al 0,1 % (Tabla 4 y Figura 6), y la probabilidad de que la biomasa reproductora caiga por debajo de  $0,5SB_{MSY}$  también es inferior al 0,1 % (Tabla 4 y Figura 7).

#### 4.2. Estado

Se calcula la probabilidad de que la población se encuentre en el cuadrante verde del gráfico de Kobe para el objetivo de estado. En general, esta probabilidad es elevada en todos los HCR (Tabla 4 y Figura 8). El HCR más agresivo (F30-S20) tiene la probabilidad más baja, un 89,6 %, mientras que el HCR más conservador (F40-S40) tiene la probabilidad más alta, un 95,5 %. Como era de esperar, tanto unas biomasa objetivo más elevadas como unos puntos de control más altos mejoran el estado de la población en lo que respecta a la probabilidad de permanecer en el cuadrante verde del gráfico de Kobe.

#### 4.3. Estabilidad

Se calcula la variabilidad media anual de la captura total anual para cuantificar el grado de estabilidad en las pesquerías de patudo del OPO. Las diferencias entre los HCR son mínimas: todos los HCR muestran una variabilidad entre el 7,2 % y el 7,3 % (Tabla 4; Figura 9). Esta similitud probablemente refleja el hecho de que todos los HCR comparten la misma restricción de gestión, que limita los cambios en el cierre de la pesquería entre ciclos de gestión a  $\pm 10$  días cuando la biomasa reproductora supera el punto de control y a -10 y +20 días cuando la biomasa está por debajo del punto de control.

No son deseables grandes cambios en las medidas de gestión; por lo tanto, se calcula la probabilidad de que el cierre de la pesquería aumente en la cantidad máxima permitida (20 días) como una medida adicional de estabilidad. Esta probabilidad está influida principalmente por el punto de control del HCR y por lo cerca que se encuentra dicho punto de la biomasa objetivo (Tabla 4; Figura 10). Cuando el punto de control es del 20 %, la probabilidad es insignificante (menos del 0,8 %). Con un punto de control del 25 %, la probabilidad aumenta ligeramente hasta el 1,9 %. Cuando el punto de control es del 30 % o superior, la probabilidad se vuelve más significativa, oscilando entre el 7,7 % y el 17,6 % para un punto de control del 30 %, y alcanzando el 28,9 % para un punto de control del 40 %.

#### 4.4. Rendimiento

Para el objetivo de rendimiento se calculan las capturas medias anuales tanto para la pesca con red de cerco como para la pesca con palangre. La captura media anual con red de cerco se estabiliza entre 46 000 y 51 000 toneladas métricas (Tabla 4; Figura 11). Este nivel es comparable a las capturas observadas durante la expansión inicial de la pesca de objetos flotantes en el OPO alrededor de 1995, pero sigue siendo sustancialmente inferior a las capturas medias con red de cerco observadas desde 2000.

Se prevé que la captura media anual con palangre sea muy estable y muestre poca variación entre las HCR, oscilando entre 50.000 y 52.000 toneladas métricas (Tabla 4 y Figura 12). Cabe señalar que la captura con palangre aumenta sustancialmente en el primer año y luego se estabiliza. El promedio anual supera cualquier captura con palangre observada desde 2005. Además, el intervalo de confianza del 80 % sugiere una probabilidad sustancial de que las capturas futuras con palangre superen la cuota total actual de palangre especificada en la Resolución [C-21-04](#).

#### 4.5. Esfuerzo

El número medio de días de veda pesquera se utiliza para representar la tendencia del esfuerzo pesquero. Las vedas más largas se corresponden con un menor esfuerzo pesquero, mientras que las vedas más cortas se corresponden con un mayor esfuerzo pesquero. Se observan diferencias sustanciales entre las HCR, determinadas en gran medida por la biomasa objetivo (Tabla 4). Las dos HCR con una biomasa objetivo del 30 % (F30-S20 y F30-S30) dan lugar a los cierres más cortos, con una media de 43 y 46 días, respectivamente. Por el contrario, las tres HCR con una biomasa objetivo del 40 % producen los cierres más largos, que oscilan entre 77 y 89 días. Las tres HCR con una biomasa objetivo del 35 % se sitúan entre estos extremos, con cierres que oscilan entre 52 y 75 días.

Las ocho HCR candidatas muestran una tendencia temporal similar: los cierres disminuyen de forma constante tras el primer ciclo de gestión (Figura 13). Las diferencias entre las HCR vienen determinadas principalmente por el ajuste inicial del cierre durante el primer ciclo de gestión. Esta sensibilidad se debe a que la población se está recuperando actualmente de un nivel de agotamiento relativamente bajo ( $dSBR \approx 0,2$  a principios de 2024) a un nivel moderado ( $dSBR \approx 0,25$  a principios de 2025), lo que refleja el efecto retardado de la IVT en la recuperación de la biomasa reproductora.

A este nivel moderado de agotamiento, el cierre inicial recomendado por un HCR depende en gran medida tanto del objetivo como de los puntos de control. Tres HCR (F30-S20, F35-S20 y F35-S25) recomiendan un cierre inicial de 62 días, lo que supone una reducción de 10 días con respecto al cierre actual. F30-S30 recomienda un cierre de 64 días, lo que corresponde a una reducción de 8 días. F40-S20 recomienda 82 días de cierre, lo que representa un aumento de 10 días. Los HCR restantes (F35-S30, F40-S30 y F40-S40) recomiendan 92 días de cierre, lo que corresponde a un aumento de 20 días.

Con el tiempo, las trayectorias de cierre proyectadas se vuelven cada vez más variables debido al reclutamiento estocástico y al error de implementación (Figura 14). Las proyecciones de cierre son relativamente precisas durante los tres primeros ciclos de gestión, pero se vuelven sustancialmente más inciertas durante los ciclos posteriores. Sin embargo, esta incertidumbre es mucho menor cuando se mide en número de días que la pesquería está abierta.

#### **4.6. Abundancia**

Se calcula la relación entre la CPUE de palangre y la media histórica observada durante 2017-2019 para cuantificar la tasa de captura de palangre. Debido a la combinación de un fuerte reclutamiento reciente (la cohorte de 2023) y la implementación del IVT desde 2022, se prevé que la CPUE de palangre aumente rápidamente hasta más del doble del nivel de 2017-2019 en el primer ciclo de gestión (Figura 15). A lo largo de los siete ciclos de gestión simulados, se prevé que la CPUE de palangre alcance entre el 226 % (bajo HCR F30-S20) y el 251 % (bajo HCR F40-S40) del nivel de 2017-2019 (Tabla 4).

#### **4.7. Compensaciones en las medidas de gestión**

Las compensaciones surgen cuando los objetivos de gestión asociados a diferentes indicadores de rendimiento entran en conflicto. Por ejemplo, los objetivos de seguridad pretenden mantener la población en niveles elevados de biomasa, mientras que los objetivos de rendimiento buscan mantener niveles elevados de captura. En consecuencia, ningún HCR obtiene los mejores resultados en todos los indicadores de rendimiento (Tabla 4).

En general, los HCR con una mortalidad por pesca objetivo más baja obtienen mejores resultados en cuanto a seguridad y estado de la población, pero peores en cuanto a rendimiento y esfuerzo pesquero. Del mismo modo, los HCR con puntos de control más altos tienden a obtener mejores resultados en términos de seguridad, pero a costa de un menor rendimiento en estabilidad. La capacidad de cuantificar tales compensaciones es una de las ventajas clave del marco MSE.

Dado que las diferencias entre los HCR en los tres indicadores de seguridad son relativamente pequeñas, se utiliza el indicador de estado (probabilidad de encontrarse en el cuadrante verde del gráfico de Kobe) como una de las dimensiones del análisis de compensaciones. Dado que el esfuerzo pesquero influye en la captura de las tres especies de atún tropical en el OPO, se utiliza el indicador de esfuerzo (cierre medio de la pesquería) como segunda dimensión. El indicador de rendimiento (captura media anual con redes de cerco) se representa mediante la escala de colores de los puntos de compensación.

El gráfico de compensación resultante ilustra claramente la relación entre el esfuerzo y el estado de la población (Figura 16). Las duraciones de cierre más cortas se asocian con menores probabilidades de que

la población permanezca en el cuadrante verde del gráfico de Kobe. Los cierres más cortos también se asocian con capturas medias anuales más elevadas con redes de cerco.

#### 4.8. Prueba de robustez

Los resultados indican que el HCR F30–S20, el más agresivo de los ocho HCR candidatos, es relativamente robusto ante el cambio de régimen simulado del 25 % a la baja en el reclutamiento. En este escenario, la probabilidad de que se supere el punto de referencia del límite blando ( $dSBR < 0,2$ ) sigue siendo baja, y la biomasa reproductora supera este umbral en más del 95 % de los resultados de la simulación. Del mismo modo, las probabilidades de sobrepasar los dos puntos de referencia de límite duro — $SBR < 0,077$  y  $S < 0,5S_{MSY}$ — son extremadamente pequeñas, y la población se mantiene por encima de estos límites en más del 99 % de las simulaciones (Tabla 5). La probabilidad de que la población se mantenga en el cuadrante verde del gráfico de Kobe también es alta, del 88,5 %, y se prevé que el cierre medio de la pesquería sea de 38 días.

No se espera que la trayectoria de  $dSBR$  se vea muy afectada por la reducción del 25 % en el régimen de reclutamiento, ya que, por definición,  $dSBR$  tiene en cuenta las fluctuaciones en el reclutamiento (Figura 17). Dado que tanto la biomasa objetivo como el punto de control del HCR se definen en términos de  $dSBR$ , la medida de gestión resultante —expresada como cierre de la pesquería— responde solo modestamente a la variabilidad del reclutamiento (Tabla 5).

Por el contrario, la trayectoria del SBR es más sensible al cambio en el régimen de reclutamiento que la del  $dSBR$  (Figura 18). No obstante, incluso en el escenario de reclutamiento reducido, más del 99 % de las trayectorias simuladas del SBR se mantienen por encima de 0,077, el punto de referencia de límite estricto para el SBR (Tabla 5), lo que indica que la población se mantiene muy por encima de los umbrales biológicos críticos en este escenario.

### 5. DISCUSIÓN

El análisis de sensibilidad (MSE) muestra claramente las compensaciones existentes en la gestión del atún patudo en el OPO. Un mayor índice de capturas por unidad de esfuerzo ( $F_{max}$ ) se asocia con menos días de veda, pero con una menor biomasa. Los puntos de control elevados se asocian con una alta probabilidad de que la veda se prolongue en 20 días. También es interesante observar que las capturas son menos sensibles que los días de apertura (365 – días de veda) debido a la forma de la curva de rendimiento.

Se identificaron varias limitaciones clave en el MSE para el patudo en el EPO. Estas limitaciones se clasifican a continuación según su influencia potencial en la fiabilidad de los resultados del MSE.

1. Representación simplificada de las respuestas de la mortalidad por pesca al cierre de la pesquería

En el marco actual, se supone que las tasas de mortalidad por pesca, tanto para la pesca con red de cerco como para la pesca con palangre, responden de forma lineal al cierre de la pesquería. En realidad, los cierres de pesquería están destinados a influir únicamente en la pesquería de cerco. Sin embargo, debido a las limitaciones técnicas del marco de modelización, el MSE no puede representar tendencias separadas en la mortalidad por pesca para las pesquerías de cerco y de palangre. Además, no está claro si la relación entre la mortalidad por pesca con redes de cerco y el cierre de la pesquería sigue siendo lineal tras la aplicación de la medida IVT.

2. Ausencia de un límite de captura total para el palangre en las simulaciones

La pesca con palangre no está sujeta a un límite de captura total en las simulaciones actuales (las capturas reales estarían más restringidas debido a que los límites son específicos de cada CPC y a las restricciones en cuanto a la transferibilidad). Como resultado, existe una probabilidad significativa de que las capturas simuladas con palangre superen el límite especificado en la Resolución

[C-21-04](#) (55 131 tm). Esta limitación se deriva de las mismas restricciones técnicas descritas anteriormente, que impiden la aplicación del límite de captura con palangre en el marco del MSE.

3. Supuestos relativos a la incertidumbre en la CPUE de la pesca con palangre japonesa

Se supone que el índice de CPUE de palangre japonés tiene el mismo nivel de incertidumbre (coeficiente de variación, CV) que el promedio observado durante 2022-2024. En el modelo de estimación —un modelo de producción estructurado por edades— el índice de CPUE de palangre japonés y su incertidumbre asociada tienen una influencia sustancial en las estimaciones del estado actual de la población. Sin embargo, la incertidumbre en este índice ha aumentado considerablemente desde 2011 debido a las reducciones tanto en el esfuerzo pesquero como en la cobertura espacial de la pesquería de palangre japonesa. También existe incertidumbre en la magnitud del «efecto de deslizamiento» del esfuerzo utilizado en los modelos operativos.

4. Supuesto de selectividad constante

Se supone que la selectividad de todas las pesquerías se mantiene constante en los niveles actuales a lo largo de las simulaciones. En la práctica, la selectividad puede cambiar con el tiempo en respuesta a variaciones en las operaciones de la flota, las configuraciones de los artes y las estrategias de captura. Por lo tanto, la hipótesis de selectividad constante puede limitar la capacidad del MSE para captar posibles cambios futuros en la dinámica pesquera.

Cabe señalar también que las estrategias de captura se basan en la capacidad actual de pesca con redes de cerco. Cualquier cambio en la capacidad de pesca requeriría un ajuste adecuado de los días de apertura para alcanzar la mortalidad por pesca deseada.

## 6. REFERENCIAS

Collette, B. B., et al. (2001). «Systematics of the tunas and mackerels (Scombridae)». Fish physiology **19**: 1–33.

Hall, M. y M. Roman (2013). «Capturas incidentales y capturas de especies distintas del atún en las pesquerías tropicales de atún con red de cerco del mundo». Documento técnico de pesca y acuicultura de la FAO (568): I.

CIAT (2021). «Las pesquerías de atún en el Océano Pacífico oriental». Comisión Interamericana del Atún Tropical, 12.ª Reunión del Comité Científico Asesor: SAC-12-03.

Lennert-Cody, C. y M. Hall (2000). El desarrollo de la pesquería de cerco con dispositivos de concentración de peces a la deriva en el Océano Pacífico oriental: 1992-1998. Pesca atunera y dispositivos de concentración de peces, Caribe-Martinica, 15-19 de octubre de 1999.

Matsumoto, T. (2008). «Una revisión de la pesquería japonesa de palangre de atunes y marlines en el Océano Pacífico oriental, 1998-2003». Boletín de la CIAT **24**: 1–187.

Maunder, M. N. y S. J. Harley (2006). «Evaluación de la ordenación del atún en el Océano Pacífico oriental». Boletín de Ciencias Marinas **78**(3): 593–606.

Methot, R. D. y C. R. Wetzel (2013). «Síntesis de poblaciones: un marco biológico y estadístico para la evaluación de las poblaciones de peces y la gestión pesquera». Fisheries Research **142**: 86–99.

Okamoto, H. y W. H. Bayliff (2003). «Análisis de la pesquería japonesa de palangre de atunes y marlines en el Océano Pacífico oriental, 1993-1997». Boletín de la Comisión Interamericana del Atún Tropical **22**(4): 221–431.

R Core Team (2025). «R: Un lenguaje y entorno para la computación estadística». Fundación R para la Computación Estadística, Viena, Austria. URL <https://www.R-project.org/>."

Sun, C.-H., et al. (2019). «Aumento del valor económico de la pesquería de atún tropical en el Océano Pacífico oriental: compensaciones entre la pesca con palangre y la pesca con red de cerco». Deep Sea Research Part II: Estudios temáticos en oceanografía **169**: 104621.

Taylor, I. G., et al. (2021). «Más allá de la visualización de modelos de captura por edad: Lecciones aprendidas del paquete r4ss sobre software de apoyo a las evaluaciones de poblaciones». Fisheries Research **239**: 105924.

Xu, H., et al. (2020). «El atún patudo en el Océano Pacífico oriental, 2019: evaluación de referencia». Comisión Interamericana del Atún Tropical, 11.ª Reunión del Comité Científico Asesor: SAC-11-06.

## TABLAS

Tabla 1. Las ocho reglas de control de capturas candidatas comparadas en esta evaluación de la estrategia de gestión.

Componente	Personal	GT1	WG2	WG3	GT4	GT5	WG6	GT7
Número	1	2	3	4	5	6	7	8
$F_{max}$	$F_{30\%}$	$F_{35\%}$	$F_{40\%}$	$F_{30\%}$	$F_{35\%}$	$F_{35\%}$	$F_{40\%}$	$F_{40\%}$
$S_{control}$	$S_{20\%}$	$S_{30\%}$	$S_{20\%}$	$S_{30\%}$	$S_{20\%}$	$S_{25\%}$	$S_{30\%}$	$S_{40\%}$
Intervalo de variación del cierre (días): $S > S_{control}$	-10 a 10	-10 a 10	-10 a 10	-10 a 10	-10 a 10	-10 a 10	-10 a 10	-10 a 10
Rango de variación del cierre (día): $S < S_{control}$	-10 a 20	-10 a 20	-10 a 20	-10 a 20	-10 a 20	-10 a 20	-10 a 20	-10 a 20

Tabla 2. Los objetivos de gestión y los indicadores de rendimiento asociados incluidos en este MSE para evaluar el rendimiento de las reglas de control de la cosecha candidatas.

Objetivo de gestión	Indicador de rendimiento	Unidad	Descripción	Nota
Seguridad	$p(dSBR > 0.2)$	%	Probabilidad de que el índice de biomasa reproductora dinámica sea superior a 0,2	Un índice de biomasa reproductora dinámica de 0,2 es el punto de referencia límite para el patudo en el OCPO
	$p(SBR > 0.077)$	%	Probabilidad de que la relación de biomasa reproductora de equilibrio sea superior a 0,077	Una relación de biomasa reproductora de equilibrio de 0,077 es el punto de referencia límite provisional para los atunes tropicales en el OPE
	$p(SB > 0.5SB_{MSY})$	%	Probabilidad de que la biomasa reproductora sea superior al 50 % de la biomasa reproductora correspondiente al rendimiento máximo sostenible	
Estado	$p(Kobe\ in\ green)$	%	Probabilidad de que la población se encuentre en el cuadrante verde del gráfico de Kobe	La definición del cuadrante verde del gráfico de Kobe es que $SB > SB_{MSY}$ y $F < F_{MSY}$
Estabilidad	$AAV(catch)$	%	Variabilidad media anual en la captura anual de patudo	
	$p(closure + 20)$	%	Probabilidad de que el cierre aumente en 20 días	20 días es el límite superior del aumento del cierre de la pesquería por ciclo de gestión
Rendimiento	$PS\ catch$	ton	Captura media anual de patudo con redes de cerco	
	$LL\ catch$	ton	Captura media anual de patudo con palangre	
Esfuerzo	$closure$	día	Cierre medio de la pesquería	
Abundancia	$CPUE$	%	La relación entre la CPUE media del palangre y el nivel medio de 2017-2019	La CPUE de palangre refleja la abundancia de patudo adulto

BORRADOR

Tabla 3. Comparación de la mortalidad por pesca estimada en relación con el « $F_{30\%}$ » (la mortalidad por pesca que da lugar a un índice de biomasa reproductora dinámica de 0,3) para 2022-2024 y el índice de biomasa reproductora dinámica estimado para el primer trimestre de 2025 entre los treinta y seis modelos operativos y el modelo de estimación.

Tipo	Modelo	Aumento progresivo del esfuerzo	Pendiente	$F_{2022-2024} / F_{30\%}$	Dinámico $SBR_{2025}$
	Fijar	0 %	1	0,852	0,227
	Fijar	0 %	0,9	0,863	0,214
	Fijar	0 %	0,8	0,866	0,205
	Fijar	1 %	1	0,960	0,192
	Fijar	1 %	0,9	0,975	0,177
	Fijo	1 %	0,8	0,980	0,168
	Fijar	2 %	1	1,071	0,164
	Fijar	2 %	0,9	1,099	0,145
	Fijar	2 %	0,8	1,111	0,135
	Crecimiento	0 %	1	0,732	0,266
	Gro	0 %	0,9	0,750	0,252
	Gro	0 %	0,8	0,767	0,240
	Gro	1 %	1	0,817	0,231
	Gro	1 %	0,9	0,842	0,214
	Gro	1 %	0,8	0,863	0,201
	Gro	2 %	1	0,908	0,199
	Gro	2 %	0,9	0,945	0,179
	Gro	2 %	0,8	0,973	0,165
	Sel	0 %	1	0,539	0,364
	Sel	0 %	0,9	0,551	0,353
	Sel	0 %	0,8	0,563	0,343
	Sel	1 %	1	0,654	0,298
	Sel	1 %	0,9	0,672	0,283
	Sel	1 %	0,8	0,689	0,271
	Sel	2 %	1	0,773	0,245
	Sel	2 %	0,9	0,801	0,226
	Sel	2 %	0,8	0,824	0,212
	Mrt	0 %	1	0,566	0,383
	Mrt	0 %	0,9	0,591	0,360
	Mrt	0 %	0,8	0,616	0,336
	Mrt	1 %	1	0,703	0,305
	Mrt	1 %	0,9	0,737	0,278
	Mrt	1 %	0,8	0,768	0,254
	Mrt	2 %	1	0,851	0,241
	Mrt	2 %	0,9	0,896	0,212
OM	Mrt	2 %	0,8	0,932	0,189
EM	Fijo	0 %	1	0,964	0,212

Tabla 4. Tabla de indicadores de rendimiento resumidos por iteraciones, años de simulación y modelos operativos para las ocho reglas de control de la captura candidatas. De izquierda a derecha: nombre de la HCR, probabilidad de que la relación de biomasa reproductora dinámica sea  $> 0,2$  (%), probabilidad de que la relación de biomasa reproductora sea  $> 0,077$  (%), probabilidad de que la biomasa reproductora sea  $> 50$  % de la biomasa reproductora en el rendimiento máximo sostenible (%), probabilidad de que la población se encuentre en el cuadrante verde del gráfico de Kobe (%), variabilidad media anual en la captura total anual (%), probabilidad de que el cierre de la pesquería aumente en 20 días entre dos ciclos de gestión (%), captura media anual de patudo con red de cerco (mt), captura media anual de patudo con palangre (mt), cierre medio de la pesquería (días) y la relación media entre la CPUE del palangre y la media histórica para 2017-2019.

HCR	Prob dSBR $> 0,2$	Prob SBR $> 0,077$	Prob $S > 0,5S_{MSY}$	Prob Kobe = verde	AAV en la captura	Prob cambio = 20	Anual PS de capturas	Captura Captura de LL	Pes- quería de la pes- quería	CPUE Ratio
F30-S20	96,5	99,9	99,9	89,6	7,3	0,8	50 722	51 663	43	2,26
F30-S30	96,7	99,9	99,9	90,0	7,3	7,7	50 384	51 509	46	2,28
F35-S20	97,5	100,0	100,0	91,6	7,3	0,4	49 785	51 277	52	2,31
F35-S25	97,5	100,0	100,0	91,6	7,3	1,9	49 746	51 250	52	2,31
F35-S30	98,3	100,0	100,0	94,0	7,2	17,6	47514	50 533	75	2,44
F40-S20	98,5	100,0	100,0	94,6	7,2	0,1	47 221	50 258	77	2,45
F40-S30	98,7	100,0	100,0	95,2	7,2	16,3	46 456	49 966	84	2,49
F40-S40	98,8	100,0	100,0	95,5	7,3	28,9	45 911	49 624	89	2,51

Tabla 5. Tabla de indicadores de rendimiento resumidos por iteraciones, años de simulación y modelos operativos para la regla de control de capturas propuesta por el equipo técnico, en el marco de una reducción hipotética del 25 % en las capturas futuras. Las columnas tienen el mismo significado que las de la tabla 4.

HCR	Prob dSBR > 0,2	Prob SBR > 0,077	Prob $S > 0,5S_{MSY}$	Prob Kobe = verde	AAV en la captura	Prob cambio = 20	Anual PS de capturas	Captura Captura de LL	Pes- quería de la pes- quería	CPUE Ratio
F30-S20	95,4	99,0	99,8	88,5	7,2	1,5	38 646	41 096	38	1,76

FIGURA 5

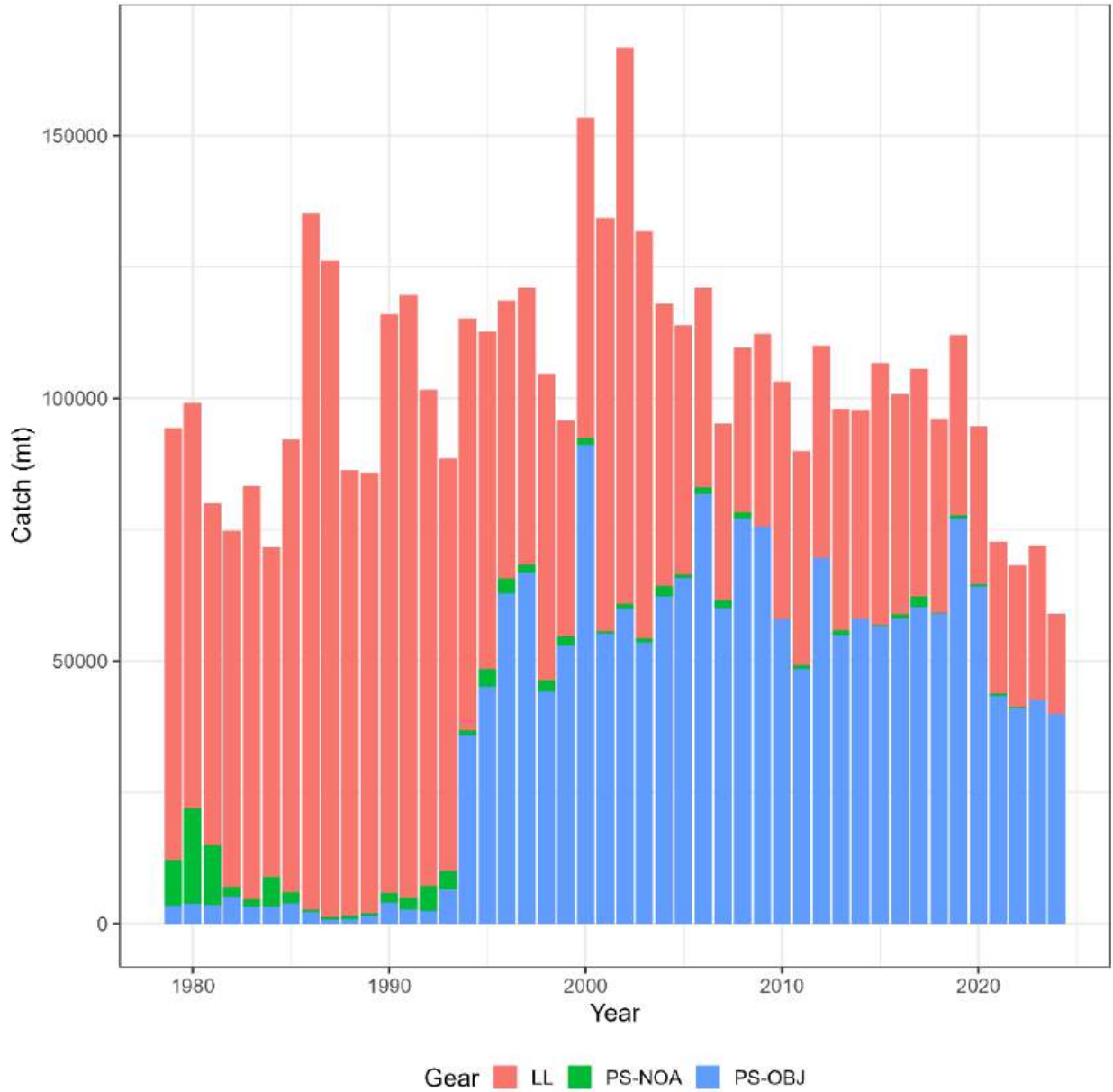
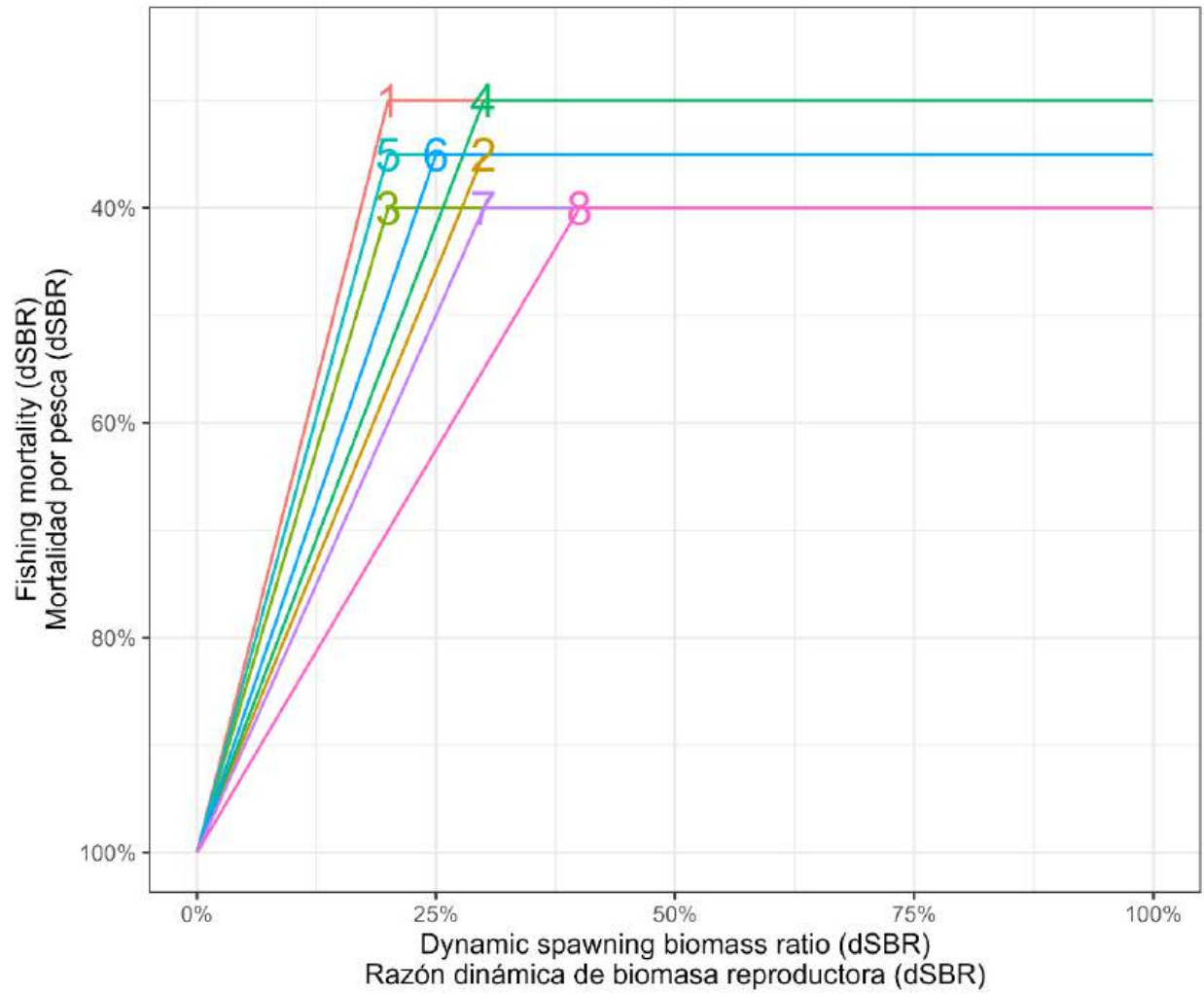
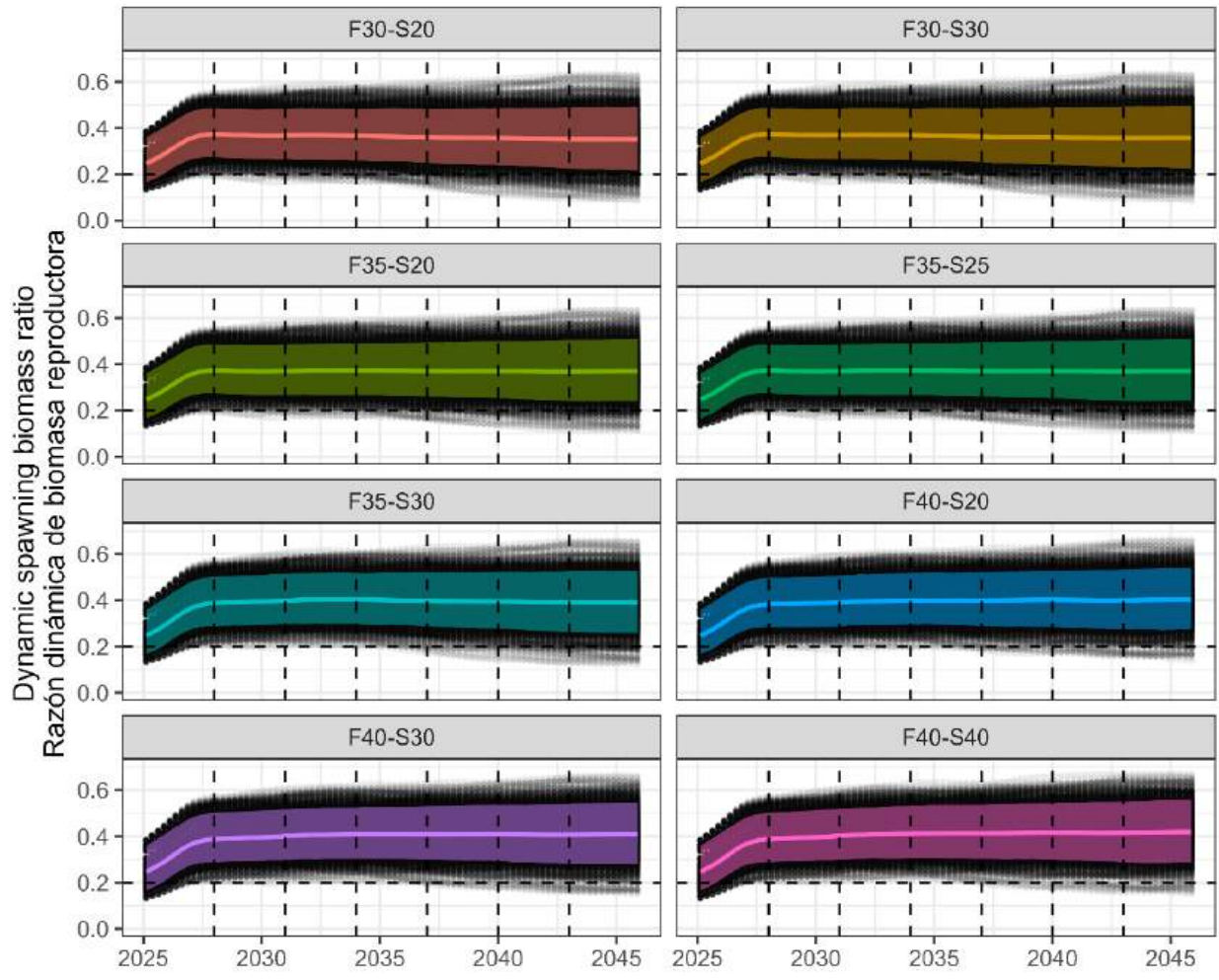


FIGURA 1. Capturas anuales (toneladas métricas) de atún patudo en el Océano Pacífico oriental, por tipo de arte y de lance, en 1979-2024.

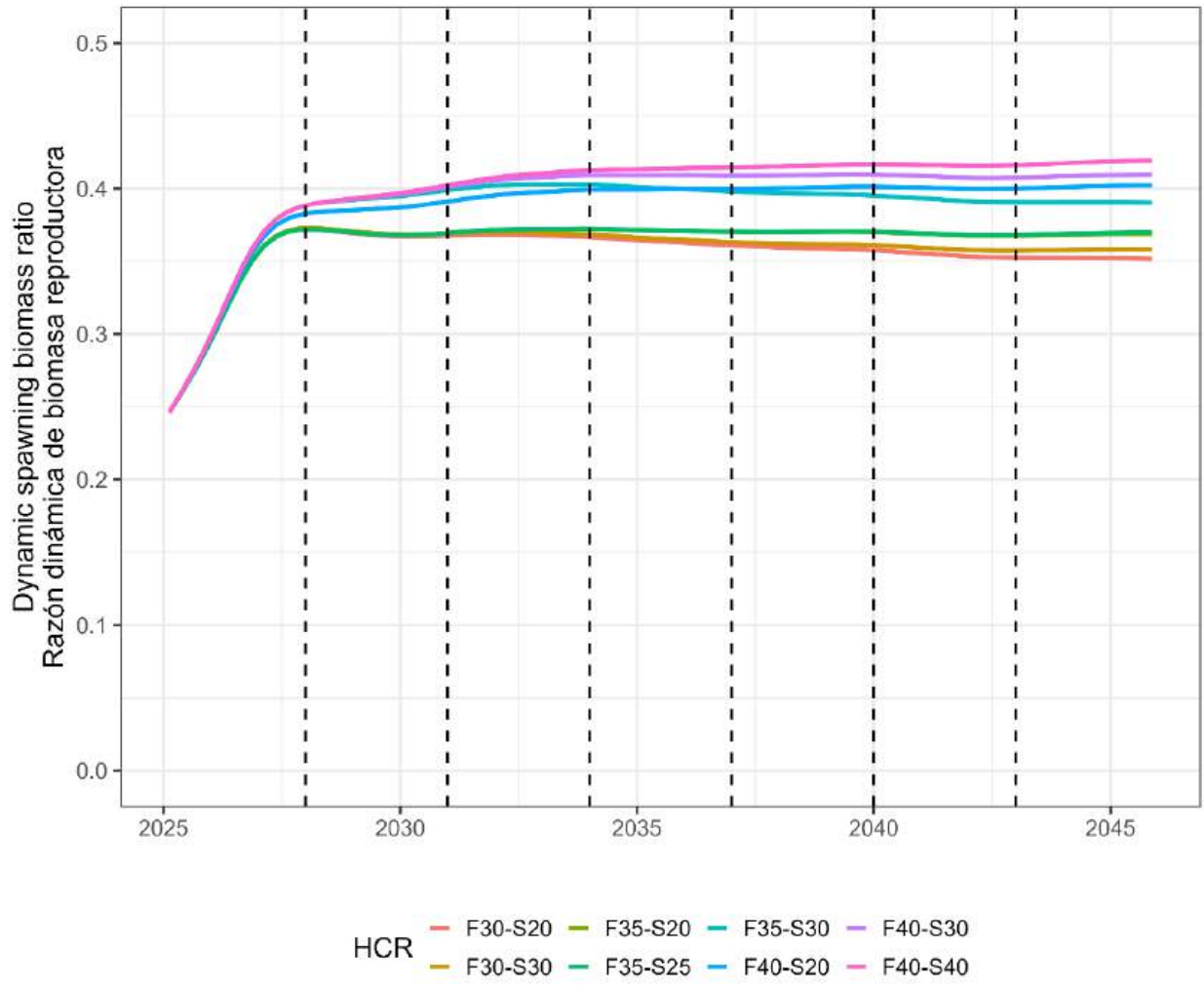
FIGURA 1. Capturas anuales (toneladas métricas) de atún patudo en el Océano Pacífico oriental, por tipo de arte, en 1979-2024.



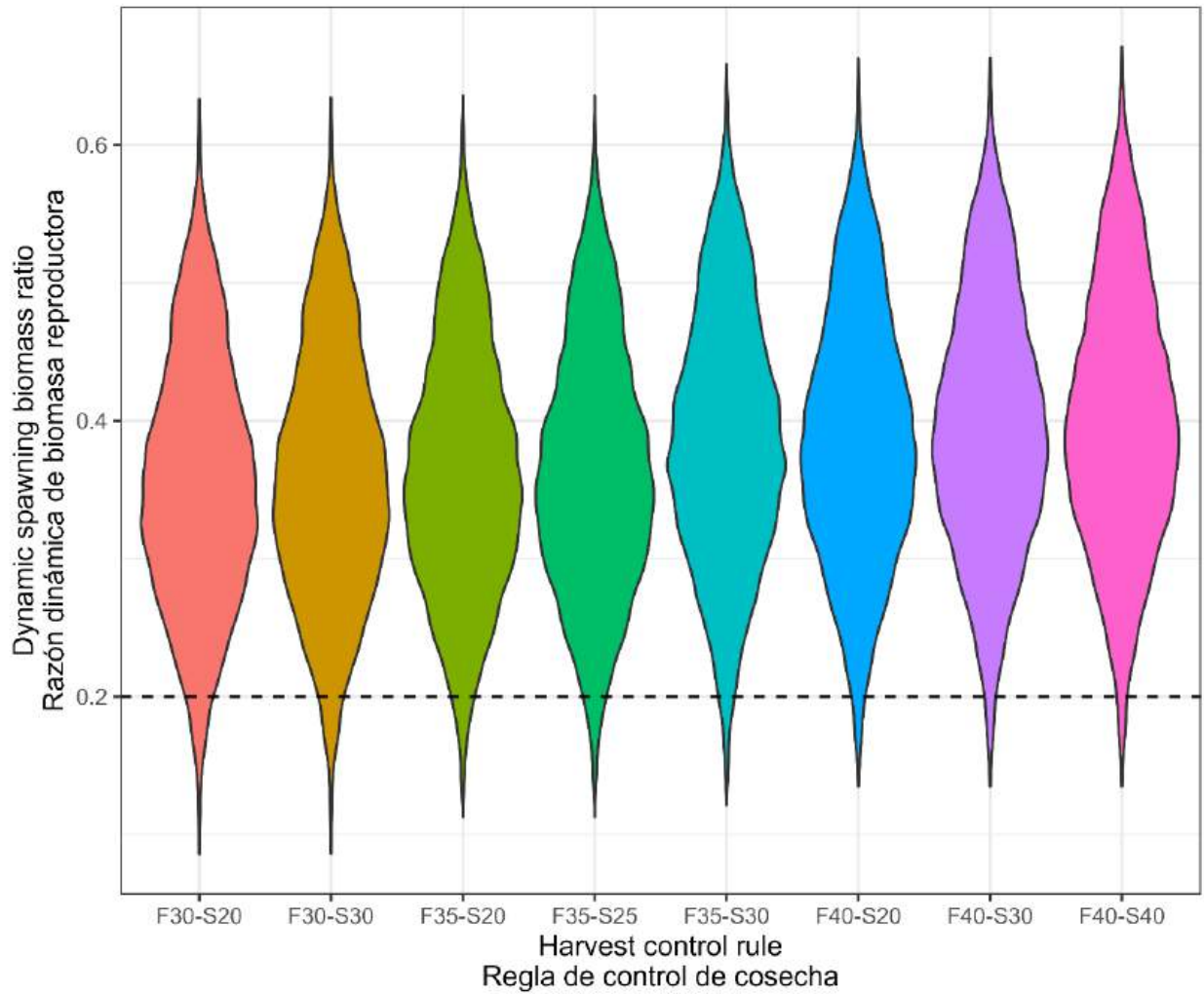
**FIGURA 2.** Las ocho reglas de control de capturas candidatas comparadas en esta evaluación de la estrategia de gestión.



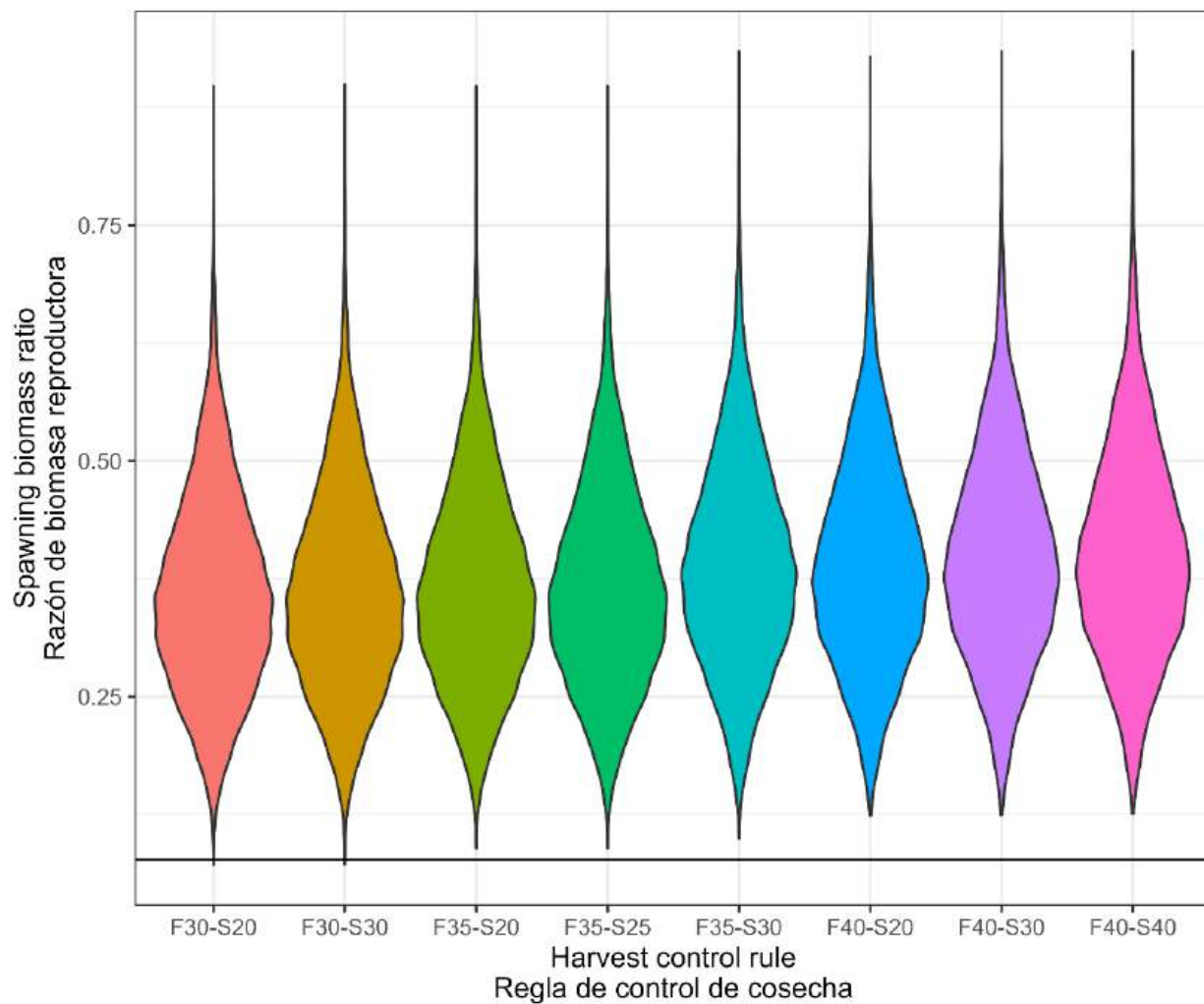
**FIGURA 3.** Proporción dinámica de la biomasa reproductora simulada bajo cada regla candidata de control de la captura. Los puntos negros corresponden a iteraciones individuales, mientras que la línea de color y la banda de color representan la media y el intervalo de confianza del 80 %, respectivamente.



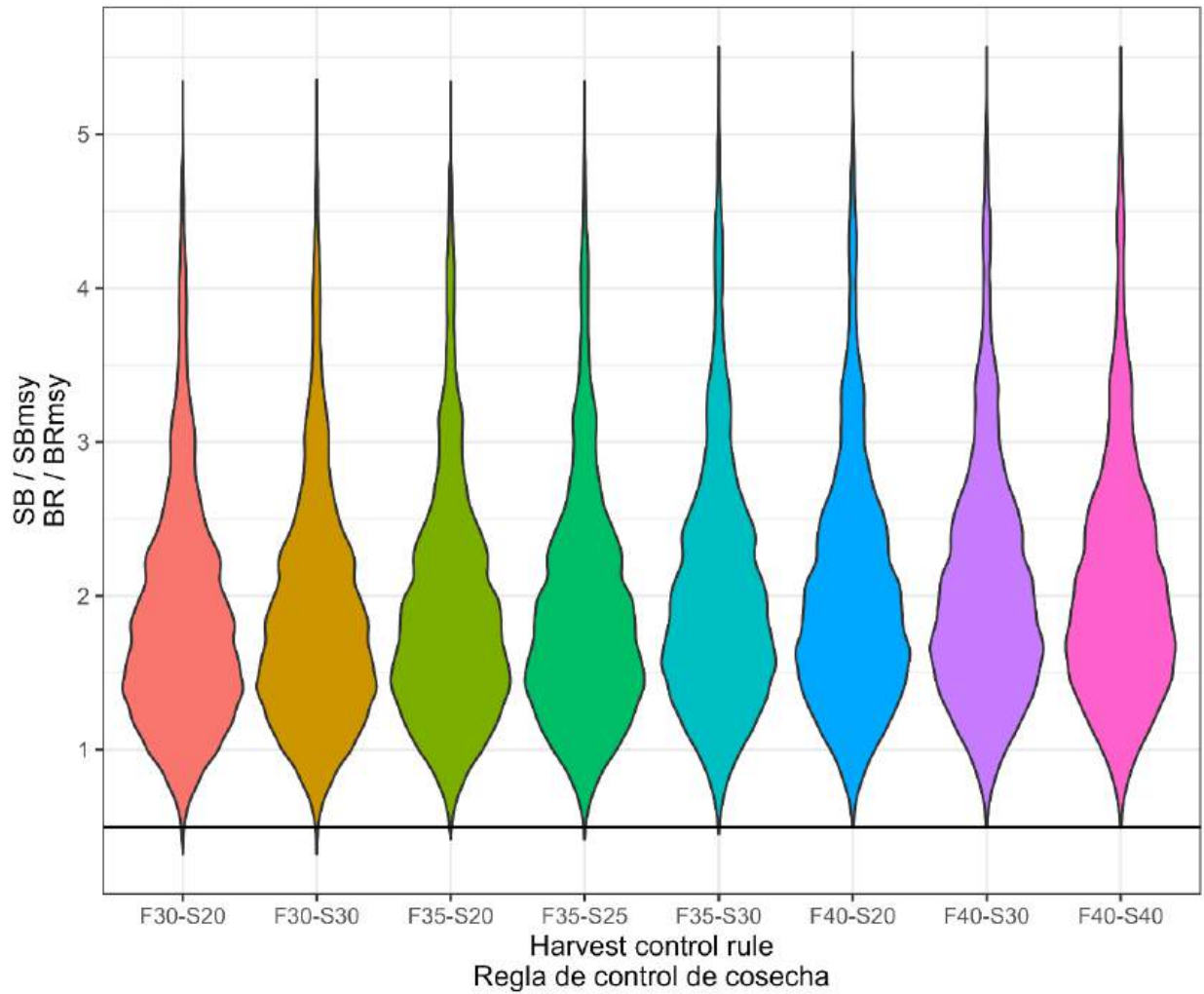
**FIGURA 4.** Comparación de la proporción media de biomasa reproductora simulada bajo cada regla candidata de control de la captura.



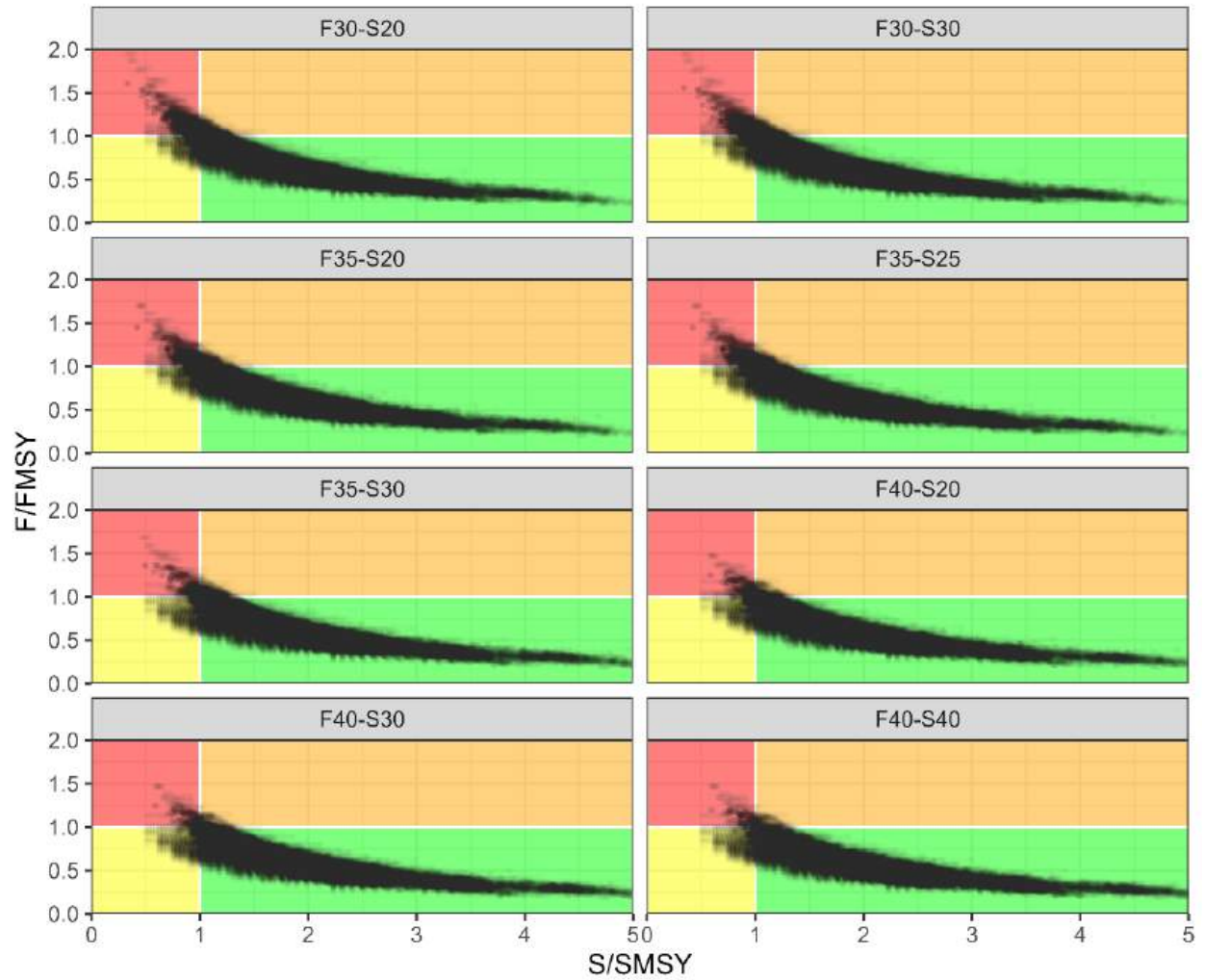
**FIGURA 5.** Gráfico de violín de la relación de biomasa reproductora dinámica simulada bajo cada regla candidata de control de la captura. La línea discontinua horizontal representa el punto de referencia del límite flexible de 0,2.



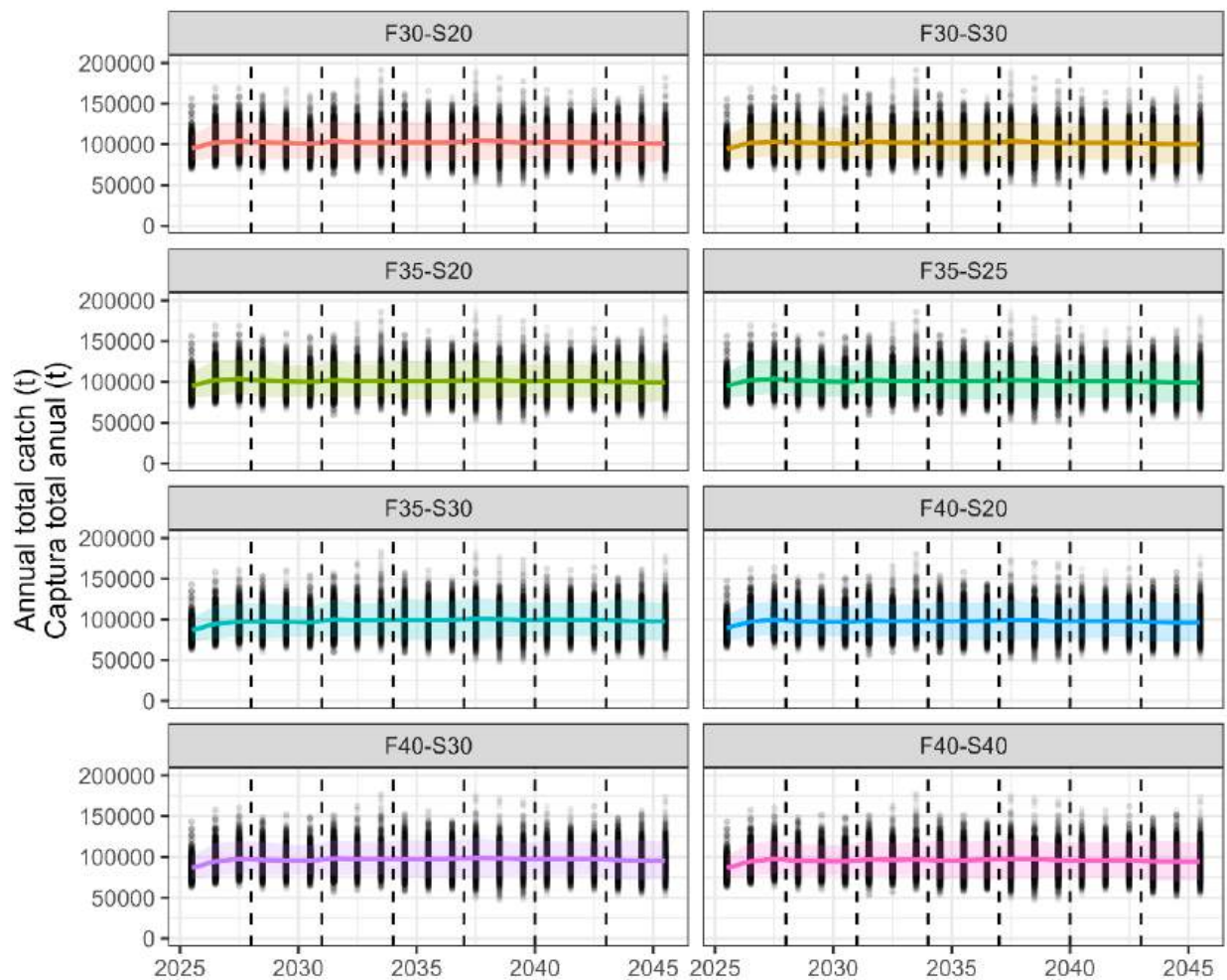
**FIGURA 6.** Gráfico de violín de la relación de biomasa reproductora simulada bajo cada regla candidata de control de la captura. La línea continua horizontal representa el punto de referencia del límite estricto de 0,077.



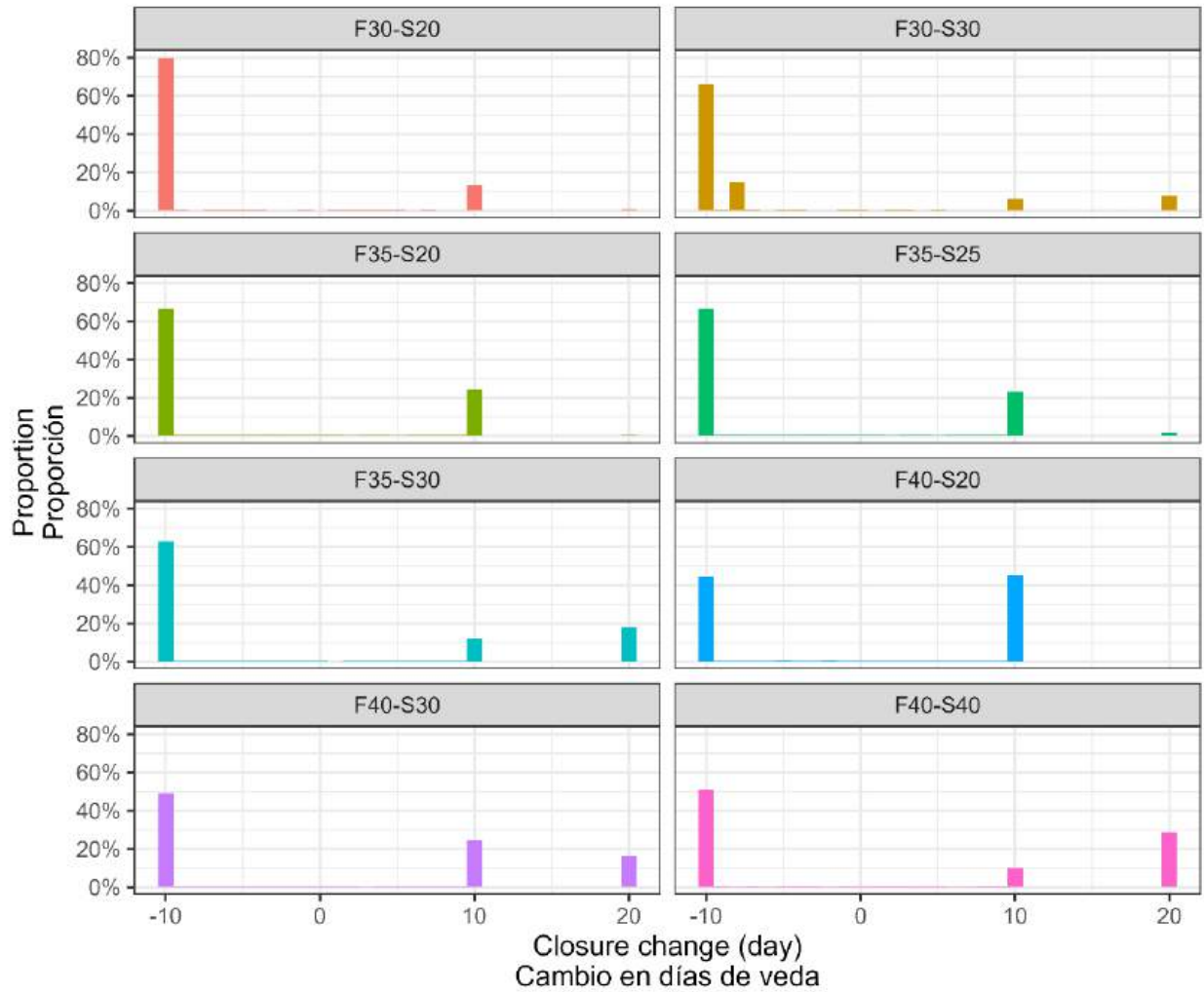
**FIGURA 7.** Gráfico de violín de la relación entre la biomasa reproductora y la biomasa reproductora al rendimiento máximo sostenible simulada bajo cada regla de control de la captura candidata. La línea continua horizontal representa el punto de referencia del límite estricto de 0,5.



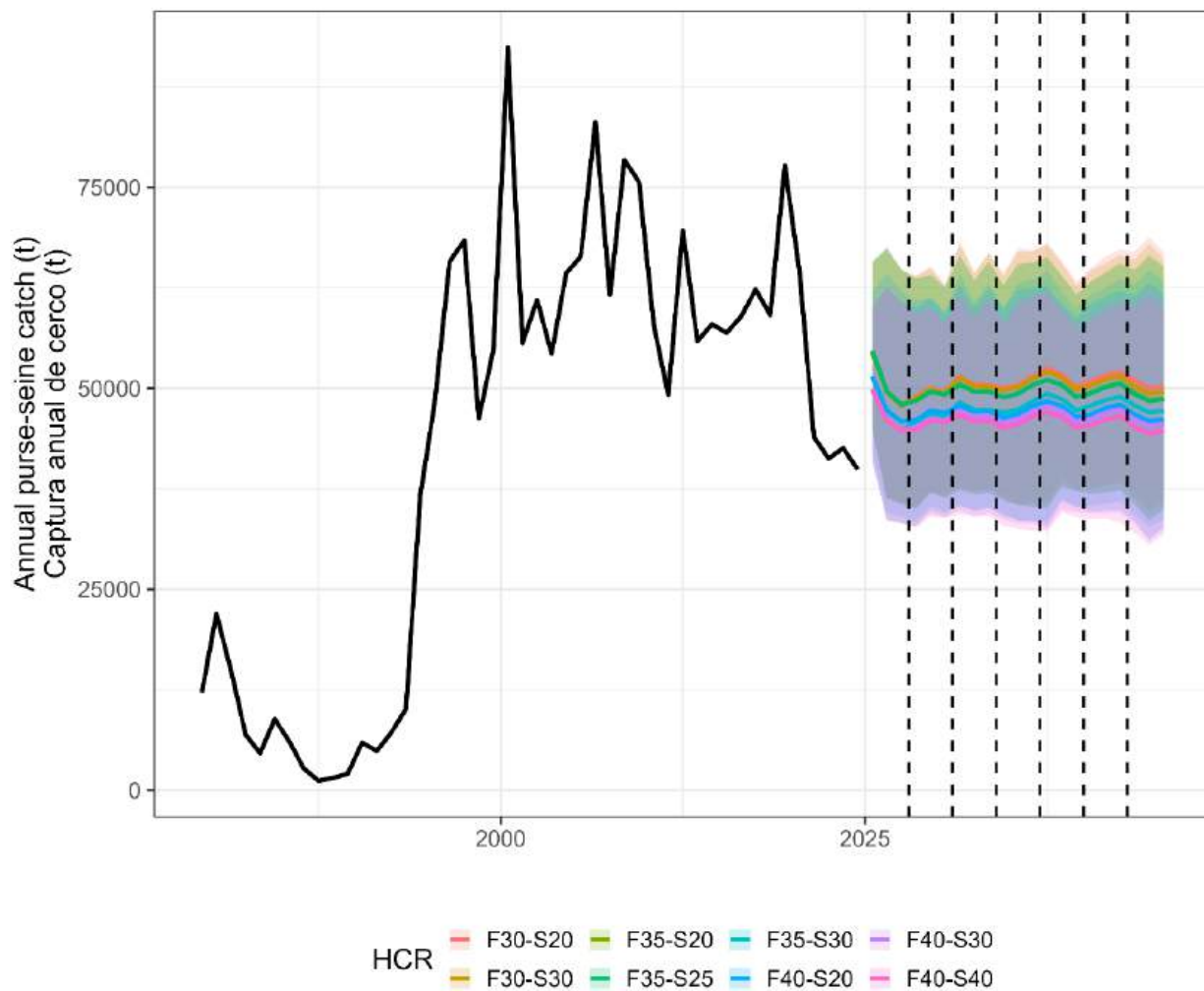
**FIGURA 8.** Gráfico de Kobe para la población simulada bajo cada regla candidata de control de la captura. Cada punto representa el estado trimestral de la población entre 2025 y 2045.



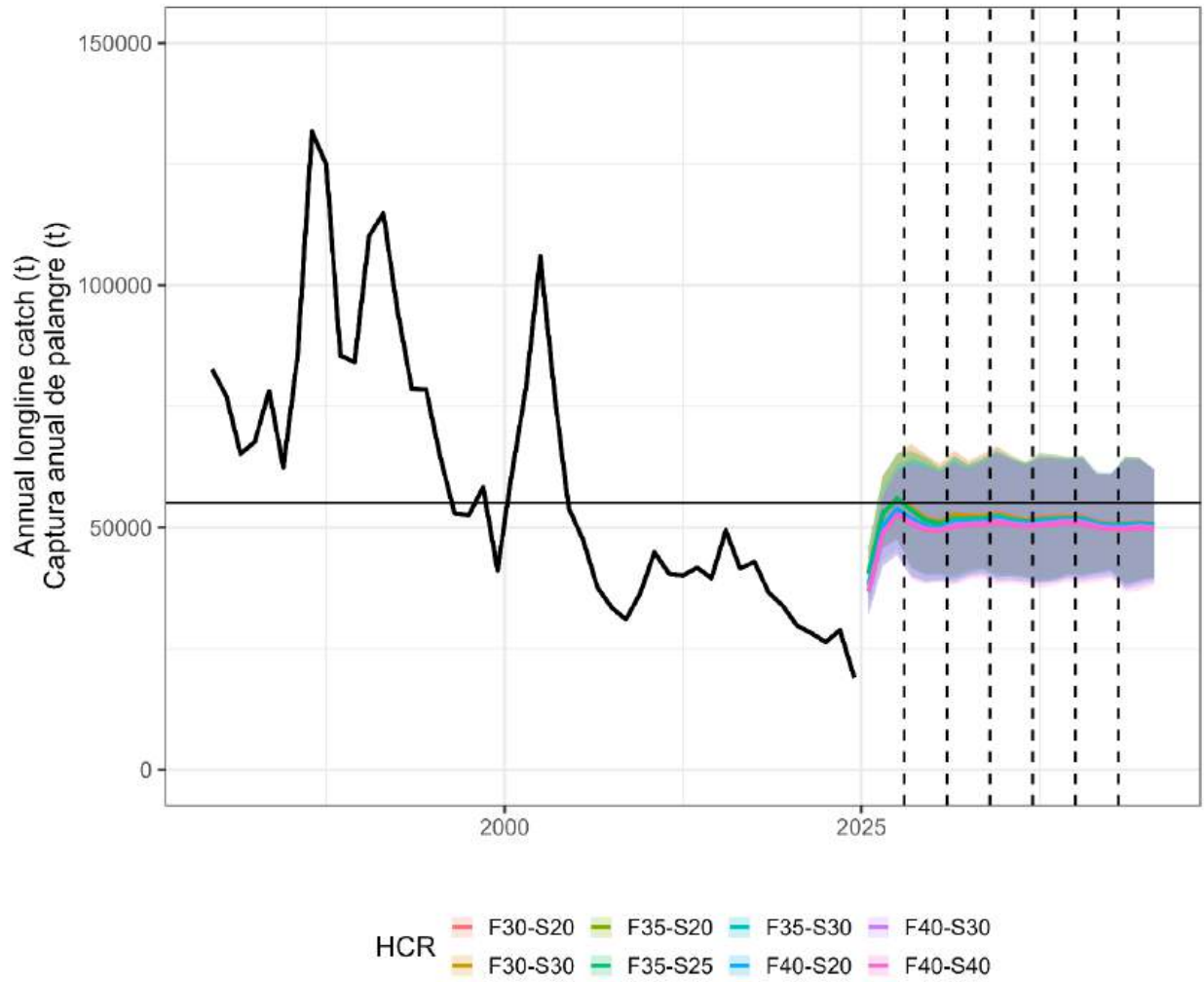
**FIGURA 9.** Captura total anual de patudo (mt) simulada bajo cada regla candidata de control de la captura. Los puntos negros corresponden a iteraciones individuales, y la línea de color y la cinta de color representan la media y el intervalo de confianza del 80 %, respectivamente.



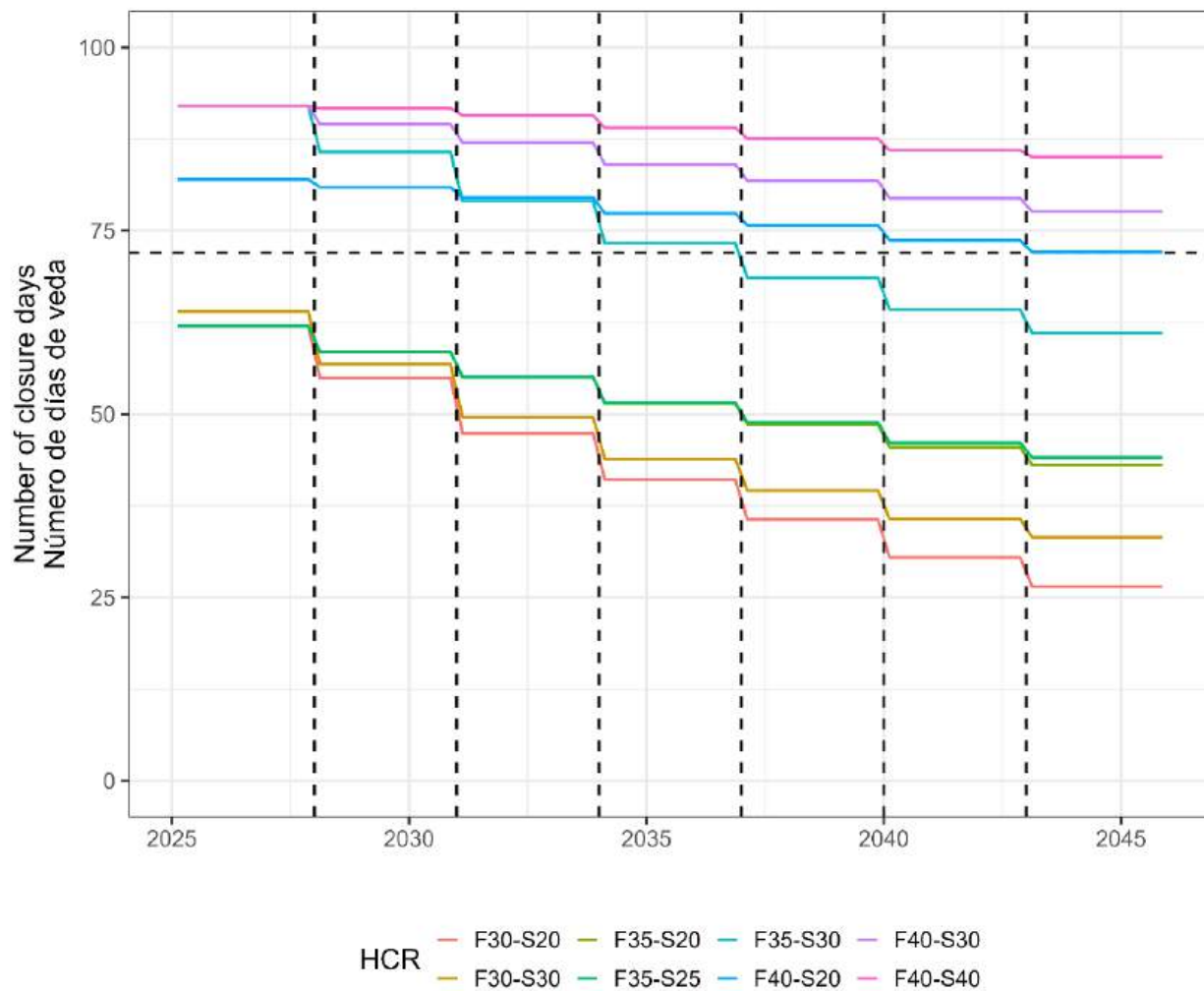
**FIGURA 10.** Histograma del cambio entre ciclos en el cierre de la pesquería simulado bajo cada regla candidata de control de la captura



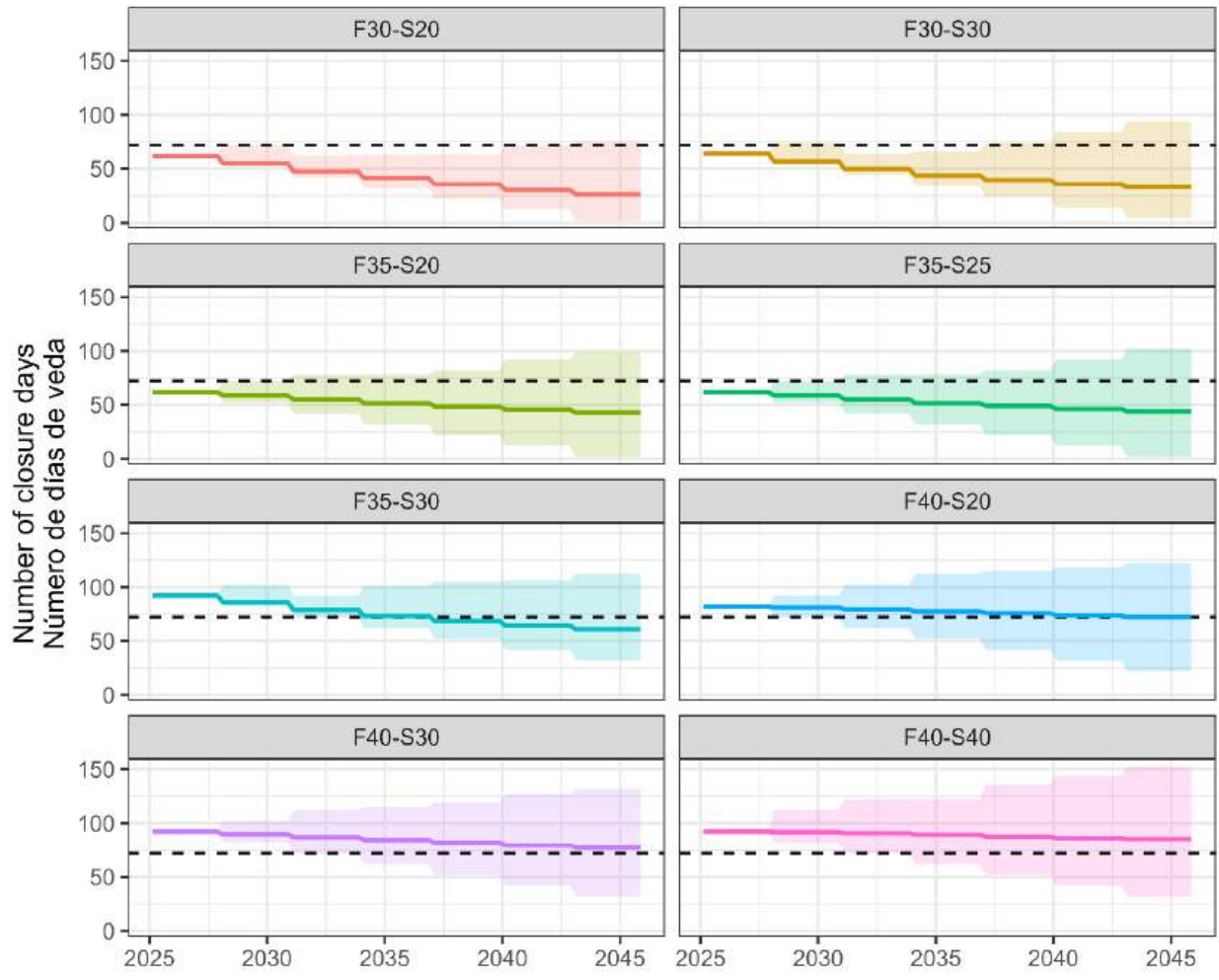
**FIGURA 11.** Serie temporal de la captura total media anual de patudo (mt) simulada bajo cada regla candidata de control de la captura



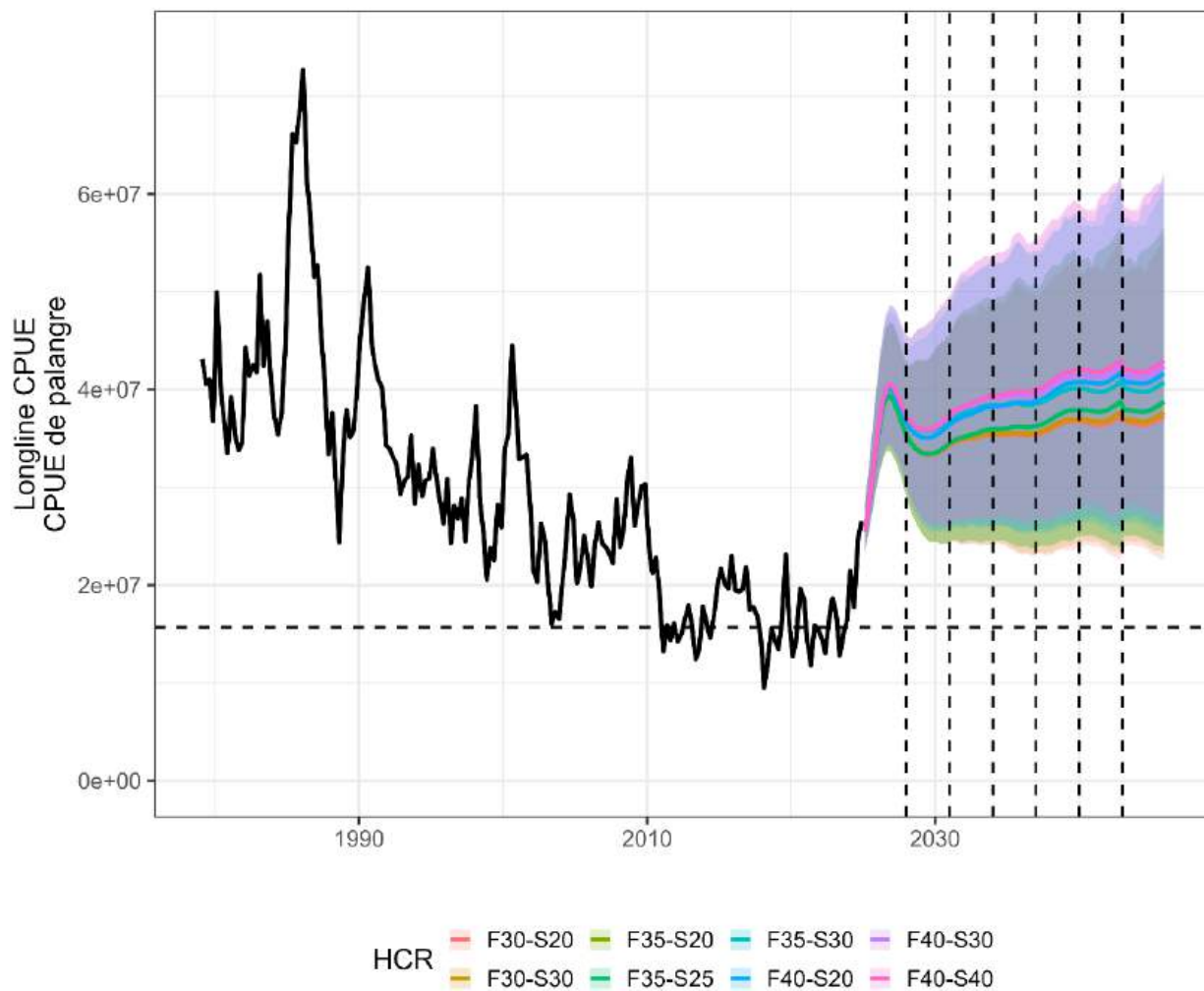
**FIGURA 12.** Serie temporal de la captura total media anual de patudo (mt) simulada bajo cada regla candidata de control de la captura



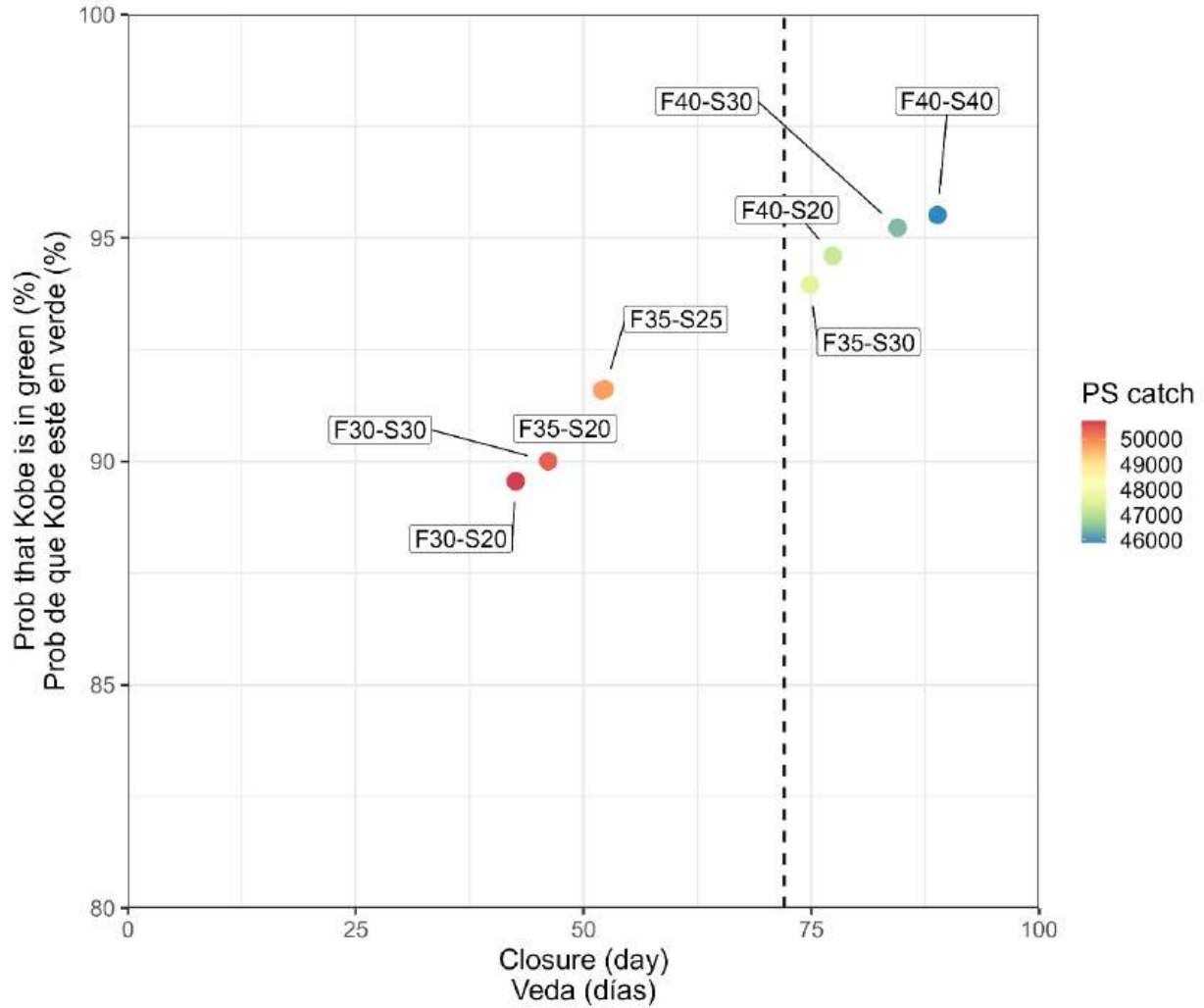
**FIGURA 13.** Serie temporal del cierre medio de la pesquería (días) simulado bajo cada regla candidata de control de la captura.



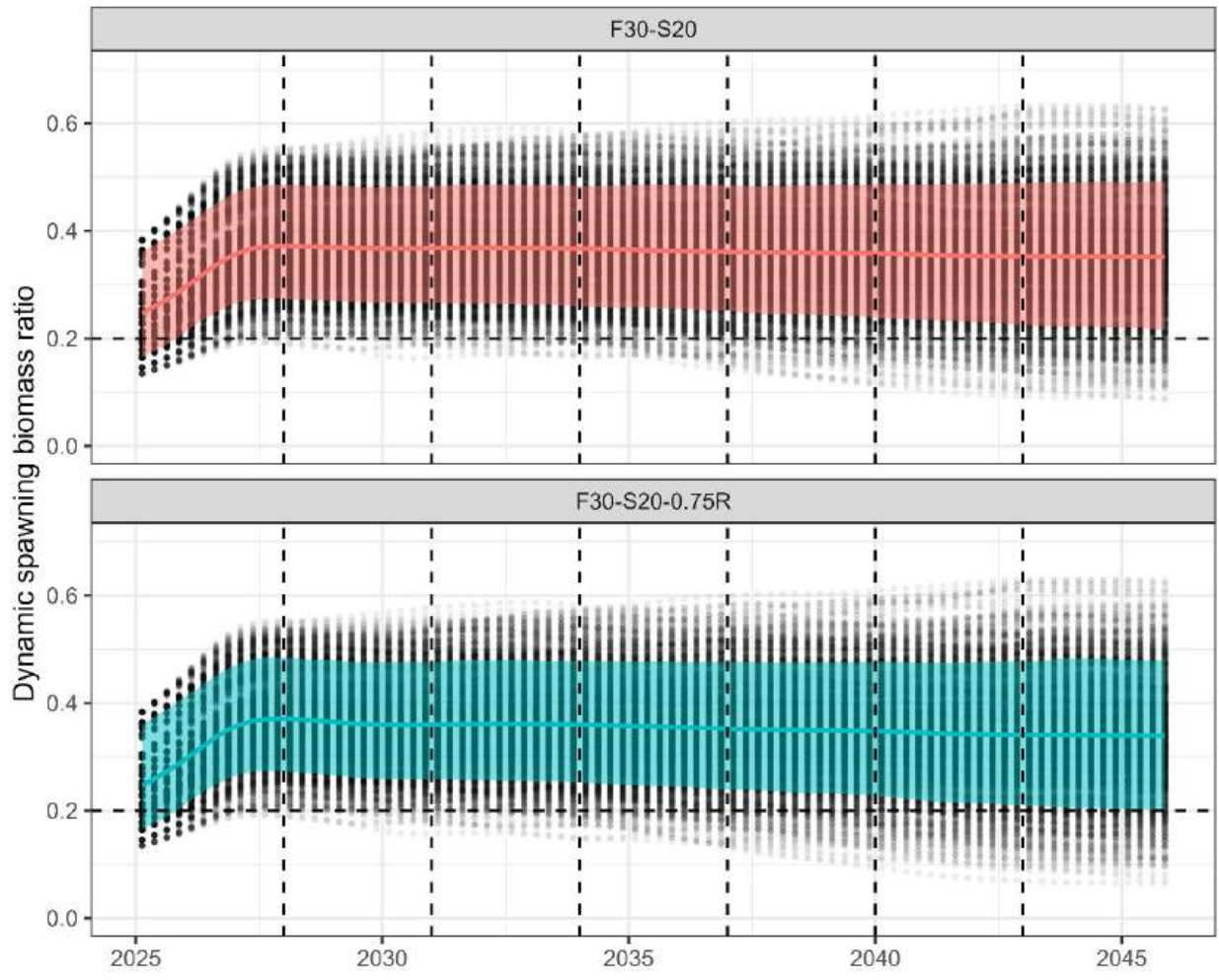
**FIGURA 14.** Cierre de la pesquería (días) simulado bajo cada regla candidata de control de capturas. La línea de color y la banda de color representan la media y el intervalo de confianza del 80 %, respectivamente.



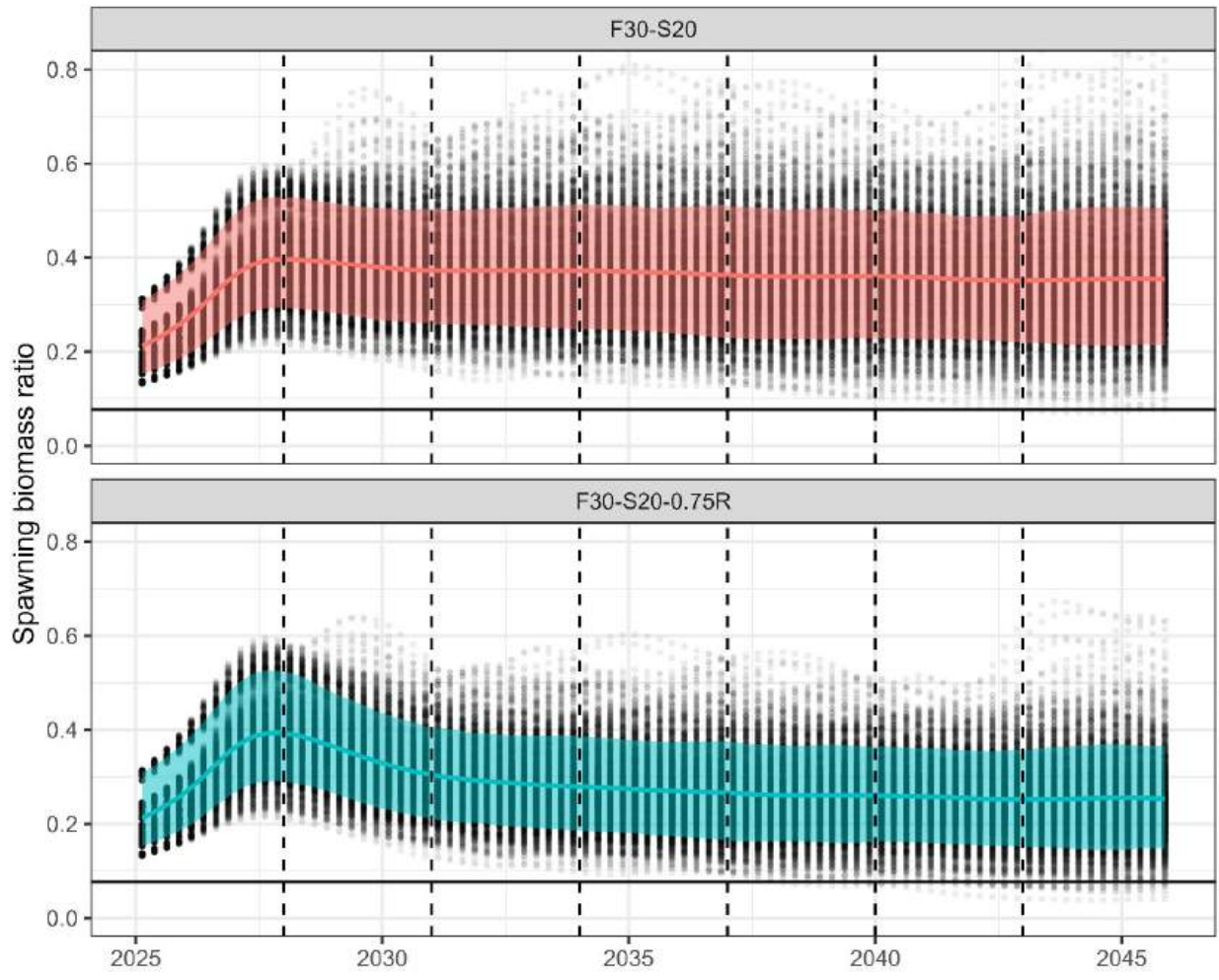
**FIGURA 15.** CPUE de la pesca japonesa con palangre para el patudo en el Océano Pacífico oriental. La línea negra representa las estimaciones históricas y las líneas de color representan las predicciones medias simuladas bajo cada regla candidata de control de la captura. La línea discontinua horizontal marca el nivel medio observado en 2017-2019.



**FIGURA 16.** Probabilidad de que la población se encuentre en el cuadrante verde del gráfico de Kobe frente al número medio de días de veda simulados bajo cada regla de control de capturas candidata. El color representa la captura media anual de patudo (mt) realizada por la pesquería de cerco en el OEP.

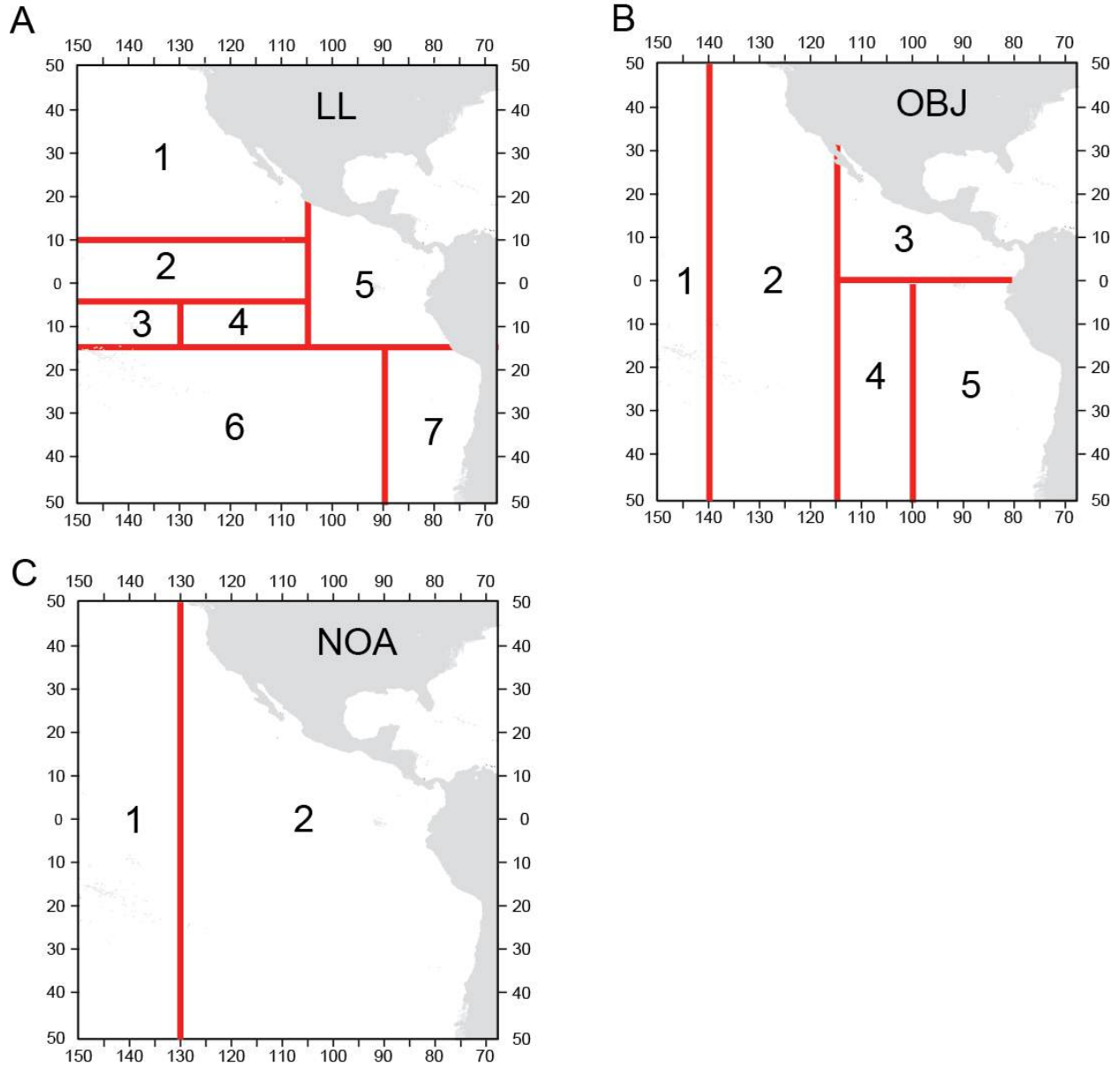


**FIGURA 17.** Ratio de biomasa reproductora dinámica simulada bajo la regla de control de la captura propuesta por el personal con (azul) y sin (rojo) una caída del 25 % en los reclutamientos futuros. Los puntos negros corresponden a iteraciones individuales, y la línea de color y la cinta de color representan la media y el intervalo de confianza del 80 %, respectivamente.



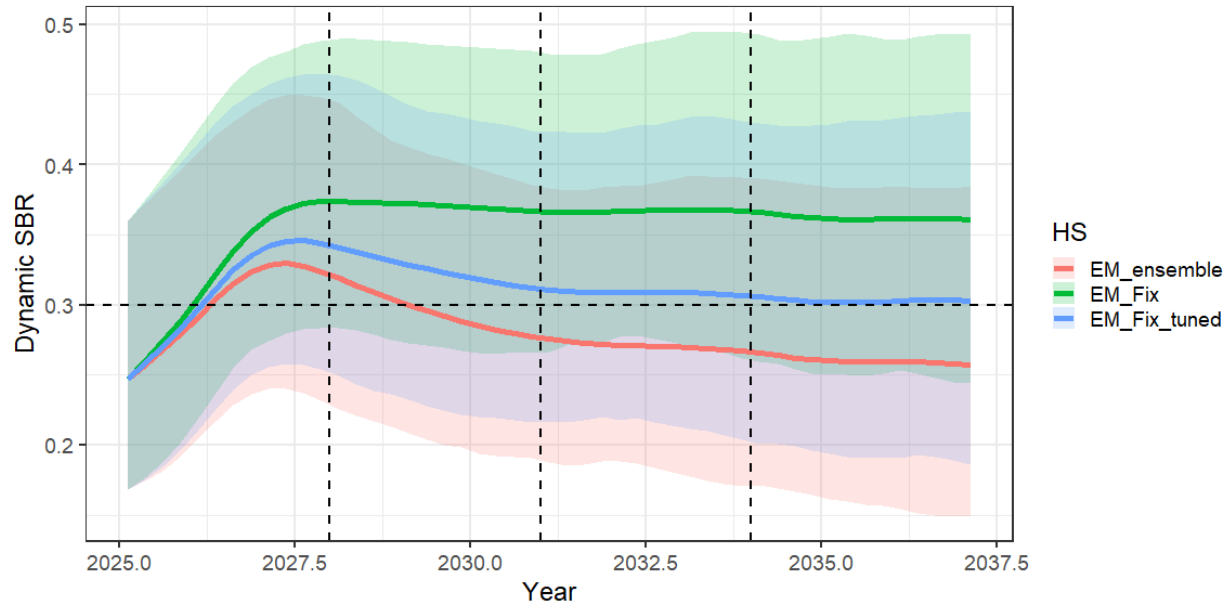
**FIGURA 18.** Relación de biomasa reproductora simulada bajo la regla de control de capturas propuesta por el personal con (azul) y sin (rojo) una disminución del 25 % en los reclutamientos futuros. Los puntos negros corresponden a iteraciones individuales, y la línea de color y la cinta de color representan la media y el intervalo de confianza del 80 %, respectivamente.

APÉNDICE

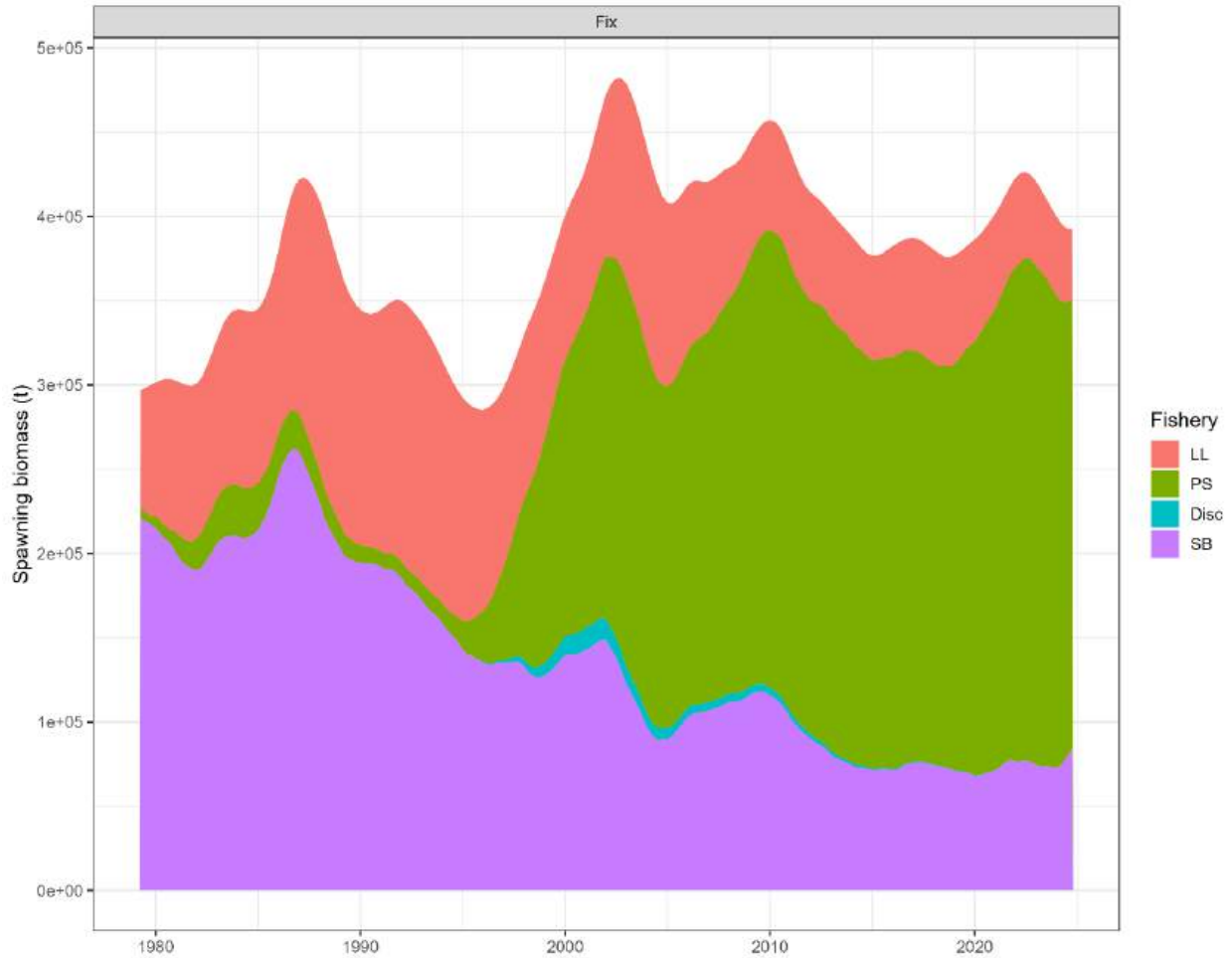


**FIGURA A1.** Resumen de las definiciones de áreas para las flotas de pesca con palangre (LL), sobre objetos flotantes (OBJ) y no asociada (NOA) en la evaluación de la población de atún patudo en el OPO.

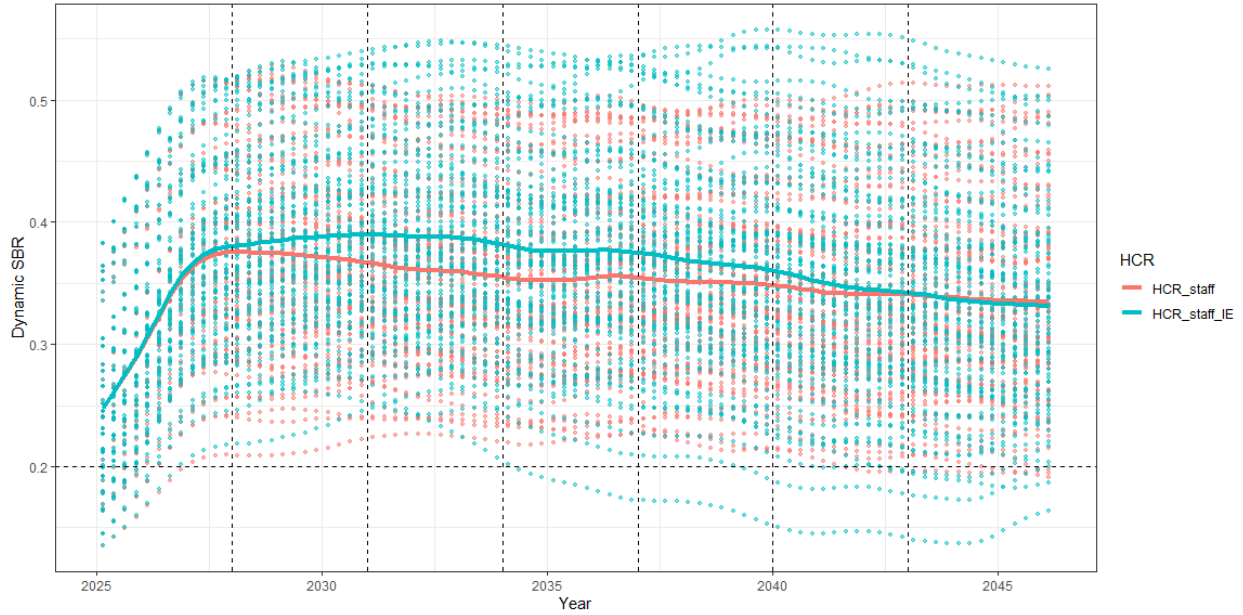
**FIGURA A1.** Resumen de las definiciones de áreas para las flotas de las pesquerías palangrera (LL), sobre objetos flotantes (OBJ) y no asociada (NOA) en la evaluación del atún patudo en el OPO.



**FIGURA A2.** Relación dinámica de la biomasa reproductora simulada por el equipo utilizando los tres modelos de equilibrio de población (EM) candidatos. La línea de color y la franja de color representan la media y el intervalo de confianza del 80 %, respectivamente.



**FIGURA A3.** Comparación de la trayectoria de la biomasa reproductora de una población simulada de patudo que nunca fue explotada (línea superior) y la prevista por el modelo de evaluación de la población (línea inferior). Las áreas sombreadas en azul, verde y rojo muestran el impacto proporcional de la pesca de descartes, la pesca con red de cerco y la pesca con palangre, respectivamente.



**FIGURA A4.** Cociente de biomasa reproductora dinámica para el patudo en el Océano Pacífico oriental simulado bajo reglas de control de captura idénticas y desviaciones de reclutamiento con (azul) y sin (rojo) error de implementación. Las líneas punteadas representan iteraciones individuales y las líneas continuas representan la media de todas las iteraciones.

**FIGURA A4.** Cociente de biomasa reproductora dinámica para el patudo en el Océano Pacífico oriental simulado bajo reglas de control de extracción idénticas y desviaciones de reclutamiento con (azul) y sin (rojo) error de implementación. Las líneas punteadas representan iteraciones individuales y las líneas continuas