

COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

COMITÉ CIENTÍFICO ASESOR

12ª REUNIÓN

(por videoconferencia)
10-14 de mayo de 2021

DOCUMENTO SAC-12-13

USO DE UN MODELO ECOSISTÉMICO ACTUALIZADO DEL OCÉANO PACÍFICO
ORIENTAL TROPICAL PARA EXPLORAR LOS IMPACTOS POTENCIALES DEL
AUMENTO DEL ESFUERZO DE PESCA SOBRE OBJETOS FLOTANTES

Shane P. Griffiths, Leanne Fuller, Juan L. Valero, Carolina V. Minte-Vera, Haikun Xu, Cleridy Lennert-Cody

ÍNDICE

RESUMEN	1
1. INTRODUCCIÓN.....	2
2. MÉTODOS.....	4
2.1. Procedimiento de actualización del modelo ecosistémico Ecopath ETP7	4
2.1 Indicadores ecológicos	8
2.2 Simulación de los impactos ecológicos de las propuestas de medidas de conservación del atún... 9	
3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	9
3.1 Reequilibrado y ajuste del modelo a datos de series de tiempo	9
3.2 Interpretación del estado del ecosistema del OPO a partir de indicadores ecológicos	10
3.3 Simulación de los impactos ecológicos potenciales de cambios en el esfuerzo de pesca sobre plantados en el OPO	10
3.3.1 Cambios en la biomasa de especies clave	10
3.3.2 Cambios en la estructura del ecosistema	11
3.4 Consideraciones para trabajos futuros	11
Agradecimientos	13
Referencias.....	13

RESUMEN

La Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) ha informado anualmente sobre 7 indicadores ecológicos derivados del modelo ecosistémico ETP7 desde 2019 como una de múltiples estrategias destinadas a facilitar un enfoque ecosistémico para la ordenación de pesquerías atuneras en el Océano Pacífico oriental (OPO), tal como lo exige la Convención de Antigua. Los informes sobre las interacciones de captura incidental e indicadores ecológicos presentan una visión transparente a largo plazo del ecosistema del OPO y de los impactos potenciales que pueden atribuirse a la pesquería atunera. Se han incorporado nuevos datos de captura incidental al modelo cada año desde 2019. Sin embargo, desde 2003 cuando se desarrolló el modelo ETP7, no se ha corregido para incluir nuevas estimaciones de capturas incidentales palangreras ni se ha recalibrado a datos de series de tiempo que se han obtenido a partir de evaluaciones de poblaciones realizadas desde entonces. El modelo se reestructuró para que contuviera modelos de multiestadios de diferencia con retardo para tallas pequeñas y grandes de 10 taxones. Por

otra parte, se actualizaron los parámetros biológicos de grupos funcionales, cuando fuera posible, y se reequilibró el modelo para asegurar que fuera termodinámicamente estable, para lo cual se utilizó la nueva herramienta de diagnóstico “PREBAL” en el *software* Ecopath. Posteriormente, el modelo Ecosim se ajustó a series de tiempo de biomasa o abundancia relativa, mortalidad por pesca y captura (retenida y descartada) para 10 grupos y captura únicamente para otros 16 grupos.

Los valores de los indicadores ecológicos del modelo ETP7 actualizado, denominado en adelante "ETP-21", complementaron los resultados de evaluaciones anteriores que sugirieron que la estructura del ecosistema del OPO ha cambiado considerablemente a lo largo de la historia de la pesquería. Sin embargo, a raíz de la inclusión de nuevos datos de la pesquería palangrera, los impactos de la pesca sobre el ecosistema se muestran más pesimistas que en la evaluación de 2019, con una disminución importante en el nivel trófico medio de la captura, de 4.77 en 1991 a 4.65 en 2018, que coincidió con un aumento en el número de lances OBJ. Bajo escenarios de esfuerzo de pesca que reflejan las posibles medidas de conservación de atún que se implementarán al finalizar la resolución C-20-06 en 2021, el modelo predijo disminuciones en la biomasa de los atunes patudo, aleta amarilla y barrilete de un 0.67-3% a lo largo del periodo de simulación 2018-2024. Los tiburones pequeños y grandes se vieron afectados en mayor medida, con una disminución de biomasa del 13.8% y 10.4%, respectivamente. Esto llevó a una disminución de la mortalidad por depredación de especies predominantes asociadas con plantados (dorado, peto y marlín), lo cual ocasionó un aumento de su biomasa hasta en un 3.3%. Es probable que el aumento constante en el esfuerzo de pesca cerquera sobre plantados, aunado a los impactos de las pesquerías costera y palangrera industrial y un clima cambiante, siga alterando la estructura y la dinámica del ecosistema del POT. Se aborda aquí la necesidad de información trófica actualizada, particularmente datos sobre el contenido de estómagos de depredadores y determinaciones experimentales de tasas de consumo, con el fin de mejorar el modelo ecosistémico y la fiabilidad de los resultados de pronósticos.

1. INTRODUCCIÓN

La Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) es una de las pocas organizaciones regionales de ordenación pesquera (OROP) atuneras que han adoptado un enfoque ecosistémico en la ordenación de sus pesquerías atuneras para reconocer explícitamente la posibilidad de que las actividades de pesca tengan impactos ecológicos y ambientales que van más allá del impacto sobre las especies objetivo. El artículo VII 1(f) de la Convención de Antigua, que entró en vigor en 2010, expresa el compromiso de la CIAT con la sostenibilidad ecológica a largo plazo del ecosistema del Océano Pacífico oriental (OPO) al adoptar *“medidas y recomendaciones para la conservación y administración de las especies que pertenecen al mismo ecosistema y que son afectadas por la pesca de especies de peces abarcadas por la presente Convención, o que son dependientes de estas especies o están asociadas con ellas...”*. Por otra parte, el Plan Científico Estratégico (PCE) de la CIAT, adoptado por la Comisión en 2018, establece una meta específica (Meta L) que consiste en *“evaluar los impactos ecológicos de las pesquerías atuneras”*.

Sin embargo, puede resultar difícil demostrar la sostenibilidad ecológica en la práctica, debido a la escasez generalizada de los tipos de información biológica y sobre la captura que se requerirían para evaluar un gran número de especies no objetivo con enfoques tradicionales de evaluación de poblaciones. No obstante, dichos modelos monoespecíficos no dan cuenta de las relaciones complejas entre depredadores y presas que finalmente controlan la estructura y la dinámica interna de ecosistemas marinos enteros, que fácilmente se ven comprometidos por las actividades de pesca.

En cambio, los modelos ecosistémicos son una herramienta potente diseñada para desentrañar las relaciones tróficas multidimensionales complejas que existen entre especies individuales y el entorno, permitir a los investigadores entender mejor el funcionamiento de ecosistemas marinos y facilitar la predicción de impactos por perturbaciones específicas como la pesca y el cambio climático. En la actualidad existen diversos ejemplos del uso de modelos ecosistémicos para demostrar cómo las

pesquerías atuneras industrializadas han sido responsables de la alteración considerable de la estructura y dinámica de ecosistemas marinos (Cox *et al.*, 2002; Polovina *et al.*, 2009; Griffiths *et al.*, 2019). Esto se debe principalmente al impacto de las pesquerías atuneras sobre especies objetivo y no objetivo (por ejemplo, atunes, peces picudos, tiburones) que a menudo ocupan niveles tróficos altos ($TL > 4.0$) y pueden ejercer una fuerte regulación por depredación sobre las poblaciones de especies de niveles tróficos más bajos (Baum y Worm, 2009; Griffiths *et al.*, 2013).

En general, las consecuencias ecológicas de las actividades de pesca sólo se han descrito a través de unos pocos indicadores ecológicos, de los que el más común es el nivel trófico medio de la captura (TL_c). El TL_c se ha utilizado para mostrar cambios importantes en las prácticas en términos de objetivos de pesca, generalmente en respuesta a cambios en la estructura de ecosistemas provocados por la pesca y que consisten en una reducción de la abundancia de depredadores grandes. Pauly *et al.* (1998) se refirieron a este fenómeno como la “pesca hacia abajo en la red alimenticia”, un proceso mediante el que las pesquerías se adaptan al pescar especies más pequeñas, lo que ocasiona una disminución progresiva en el TL_c y un cambio en la estructura del ecosistema, que deja de ser dominado por especies altamente productivas y a menudo de menor valor económico (Christensen, 1998; Daskalov, 2002; Roux *et al.*, 2013). Por ejemplo, Polovina *et al.* (2009) encontraron que una disminución en la captura de depredadores ápice —atún patudo y albacora, peces picudos y tiburón azul— por parte de la pesquería atunera palangrera de Hawái en el ecosistema del giro subtropical del Pacífico norte dio lugar a una proliferación en la abundancia de especies más pequeñas de nivel trófico intermedio (dorado, tristón segador, escolar negro y escolar de canal) y una reducción en el TL_c de 3.85 a 3.66.

La posibilidad de que las pesquerías naturales y de acuicultura alteren la integridad de los ecosistemas marinos mediante impactos directos e indirectos sobre especies objetivo y no objetivo asociadas ha sido formalmente reconocida en instrumentos nacionales e internacionales (por ejemplo, el Acuerdo sobre el Programa Internacional para la Conservación de los Delfines, APICD) y en políticas pesqueras mediante diversas formas de enfoques ecosistémicos de la pesca (EEP) (Moffitt *et al.*, 2016). A pesar de ello, la industria pesquera ha tenido que ser cada vez más proactiva en el desarrollo e implementación de prácticas y políticas de pesca (por ejemplo, códigos de conducta, mejores prácticas) que ayudan a hacer frente a las inquietudes de la población en general en torno a la sostenibilidad ecológica de actividades de pesca determinadas. Tales iniciativas se han utilizado para obtener certificaciones de ecoetiquetas por parte de un número cada vez mayor de organizaciones, como el Marine Stewardship Council (MSC), Friend of the Sea (FoS) y la Alianza Mundial de Acuicultura (GAA). Más recientemente, otras organizaciones, como Fair Trade USA, han desarrollado procesos de certificación congruentes para aspectos sociales de la cadena de suministro de la pesca (Bailey *et al.*, 2016). En conjunto, estas certificaciones constituyen una herramienta de mercadotecnia importante en un mercado en que los consumidores están cada vez más conscientes de temas relacionados con la sostenibilidad (Gutiérrez *et al.*, 2012), como la pesca de atún aleta amarilla sobre delfines y el uso de dispositivos agregadores de peces artificiales (plantados) en pesquerías atuneras, y asimismo dan a los productos certificados la credibilidad necesaria para sobrellevar el escrutinio sociopolítico del público en general y considerarse socialmente aceptables para su consumo.

EL OPO sostiene algunas de las pesquerías más grandes y valiosas del mundo (Joseph, 1994). Mediante la pesca de cerco y de palangre, principalmente, estas pesquerías se enfocan en pescar diversos atunes y peces picudos de alto nivel trófico en una región de más de 50 millones de km^2 . Durante los últimos diez años, las capturas, que se componen principalmente de atún barrilete, aleta amarilla y patudo, han aumentado de forma constante (CIAT, 2018), a tal grado que la población de atún patudo puede considerarse plenamente explotada (Xu *et al.*, 2018). El gran impacto sobre las especies objetivo, particularmente el atún patudo, en el OPO se debe al aumento de esfuerzo y eficacia de la pesquería cerquera asociada con objetos flotantes (principalmente plantados a la deriva) que agrupan clases de talla

pequeña de estos atunes, así como otras diversas especies no objetivo (Bromhead *et al.*, 2003; Dagorn *et al.*, 2013). La CIAT ha implementado una serie de medidas de conservación y ordenación para reducir la mortalidad por pesca en atunes pequeños, entre ellas una veda de 72 días en el OPO entero para los buques cerqueros, una veda de 30 días del “corralito” donde abundan los atunes pequeños y límites sobre la capacidad de la flota. El conjunto de estas medidas resulta insuficiente para prevenir mayores incrementos en la mortalidad por pesca en el atún patudo, principalmente por el aumento continuo en el número de lances sobre objetos flotantes, y el personal de la CIAT recomienda medidas adicionales para garantizar que se mantengan las condiciones de *statu quo* (SAC-12-08; SAC-12-16). Para poner el problema en contexto, se ha quintuplicado el esfuerzo sobre plantados en el OPO en los últimos 25 años, al pasar de 2,556 lances en 1993, año en que generalmente se considera que inició la pesquería sobre plantados en el OPO, a 15,488 lances en 2017 (SAC-09-03) (Figura 1). En los dos quinquenios inmediatamente anteriores (2008-2012 y 2013-2017), el número de lances sobre plantados aumentó en un 48% y 46%, respectivamente.

Así, los plantados tienen el potencial de acumular la biomasa de especies objetivo que se encuentran a distancias de hasta varios kilómetros (Itano y Holland, 2000; Schaefer y Fuller, 2007) y de esta manera permiten extraer de manera más eficaz una mayor cantidad de biomasa de dichas especies que los lances sobre atunes en cardúmenes libres, que se encuentran distribuidos de manera más amplia y heterogénea en alta mar. El aumento en el esfuerzo sobre plantados en el OPO también ha provocado un aumento en la captura de múltiples especies no objetivo asociadas con plantados (Hall y Roman, 2013; Lezama-Ochoa *et al.*, 2017) (Figura 1), lo cual ha suscitado preocupación entre los científicos en torno a especies menos productivas, como los elasmobranchios, que se han identificado en evaluaciones de riesgos ecológicos como uno de los taxones más vulnerables a la insostenibilidad en el OPO a consecuencia de las pesquerías atuneras (Griffiths *et al.*, 2018; Duffy *et al.*, 2019).

El objetivo del presente trabajo consiste en actualizar el modelo de Ecopath con Ecosim (EwE) del ecosistema del Océano Pacífico oriental tropical (POT) desarrollado por Olson y Watters (2003) con nuevas series de tiempo de datos de captura para calcular valores actualizados para diversos indicadores ecológicos como una forma de evaluar la condición histórica y reciente (2018) del ecosistema. Dado el aumento en el uso de plantados en el OPO, el trabajo tenía como objetivo secundario simular las consecuencias potenciales de aumentos y disminuciones en el esfuerzo de pesca sobre plantados durante los próximos 10 años, en términos de biomasa de especies de atún objetivo, especies de captura incidental, así como la integridad estructural del ecosistema.

2. MÉTODOS

2.1. Procedimiento de actualización del modelo ecosistémico Ecopath ETP7

Se realizaron análisis ecológicos con el modelo de EwE ETP7 de Olson y Watters (2003), que fue actualizado de la versión 5.1 del *software* EwE a la versión 6.5 en 2019 por Griffiths y Fuller (2019) antes de ser actualizado nuevamente a la versión 6.6 en el presente estudio. El modelo abarca un área que se extiende de 20°N a 20°S y de 150°O hasta la barrera continental a lo largo de la costa de las Américas, una superficie de aproximadamente 32.8 millones de km². Los datos utilizados inicialmente para la parametrización del modelo, el procedimiento de equilibrado y la calibración a datos de series de tiempo se describen en Olson y Watters (2003).

Se incluyeron tres pesquerías en el modelo: la pesquería de cerco, la pesquería palangrera pelágica y la pesquería de caña. Sin embargo, para caracterizar debidamente el esfuerzo cerquero en un entorno de modelado, la pesquería se dividió en tres pesquerías distintas definidas por el tipo de lance predominante: lances asociados con objetos flotantes naturales o artificiales (OBJ), lances sobre cardúmenes de atunes libres no asociados con objetos flotantes (NOA) y lances realizados sobre delfines (DEL). Las capturas

anuales de estas especies registradas en las bases de datos de la CIAT para el atún, las capturas incidentales y los descartes se asignaron a un grupo funcional relevante definido en el modelo.

2.1.1 Caracterización del ecosistema del Océano Pacífico oriental tropical en Ecopath

El año 1993 fue el periodo de referencia inicial del modelo Ecopath que eligieron Olson y Watters (2003) para caracterizar la descripción estática de los flujos tróficos en el modelo del POT, año a partir del que se cuenta con datos de dieta de depredadores y datos de observadores de alta calidad para buques cerqueros de clase 6. El año de referencia se mantuvo sin cambios en la presente evaluación ya que no se ha recopilado suficiente información de dieta adicional en los diferentes niveles tróficos en los años intermedios (pero ver Olson *et al.*, 2014; Duffy *et al.*, 2015, 2017, 2021) para justificar la actualización de la matriz de dieta del modelo.

Durante 2019-2020, el personal de la CIAT mejoró las estimaciones de captura para especies de captura incidental notificadas a la CIAT por los CPC como datos de Tarea I para una serie de pesquerías costeras más pequeñas (por ejemplo, de palangre y de red agallera) que anteriormente estaban agrupadas en una sola categoría general denominada “otras pesquerías”. La desagregación puso de manifiesto que un nivel importante de la captura de especies (por ejemplo, el tiburón sedoso) se extraía en pesquerías palangreras costeras (ver también CIAT, 2014). Por lo tanto, los datos de “otras pesquerías” fueron desagregados por sus pesquerías constituyentes y se incorporaron al modelo Ecopath, por lo que el modelo se tuvo que reequilibrar ya que las capturas adicionales aumentaron la mortalidad por pesca para varios grupos funcionales. Para ello, fue necesario volver a parametrizar la relación producción-biomasa (P/B), que equivale a la mortalidad total (Z) ya que el modelo interpreta la mortalidad por pesca adicional como una pérdida de la biomasa neta disponible para depredadores y presas. En consecuencia, la relación consumo-biomasa (Q/B) también debe ajustarse para que la relación P/B caiga dentro de un rango biológicamente plausible, generalmente 0.05-0.3 para la mayoría de los grupos vivos no planctónicos (Christensen *et al.*, 2009).

El modelo también se mejoró con el uso de datos de evaluaciones y parámetros de ciclo vital disponibles para especies de importancia comercial para definir submodelos de multiestadios de diferencia con retardo dentro de Ecopath. Estos submodelos vinculan flujos de energía entre los distintos escalones ontogenéticos que se cree que poseen características ecológicas y biológicas muy diferentes, en particular en lo que respecta a la composición de su dieta. En el modelo ETP7 original, había varias especies representadas como grupos funcionales ontogenéticos distintos (por ejemplo, atunes aleta amarilla pequeños y grandes) pero no estaban vinculadas, por lo que esos grupos actuaban como reservas de biomasa independientes. En otras palabras, la biomasa de un estadio más viejo de una especie determinada no se veía directamente afectada por cambios en la biomasa de un estadio más joven. Cada modelo de multiestadios de diferencia con retardo requirió parámetros de entrada de biomasa, Z ($\approx P/B$) y consumo (Q/B) para un escalón “líder”, y el modelo procede a calcular los valores de dichos parámetros para los escalones restantes.

2.1.2 Reequilibrado del modelo ETP7

Una vez estimados todos los parámetros del modelo a partir de los conjuntos de datos y literatura disponibles para 1993, se construyeron modelos de escalones múltiples para el atún aleta amarilla, atún patudo, pez espada, pez vela, dorado y peto. Luego inició el equilibrado y se centró primero en los grupos funcionales para los que se disponía de datos más fiables, procedentes por ejemplo de evaluaciones de poblaciones o estudios cuantitativos de población. Se procuró equilibrar el modelo centrándose primero en valores preliminares de eficacia ecotrófica (EE) (la proporción de la biomasa de un grupo que se utiliza dentro del sistema) y las relaciones producción-consumo (P/Q) estimadas por Ecopath para estas especies clave. Para la mayoría de los grupos vivos, el objetivo principal en el equilibrado es que Ecopath estime

una EE de alrededor de 0.95 para especies objeto de pesca intensa o que se espera que experimenten altas tasas de depredación (Christensen *et al.*, 2009). En cambio, se espera que las especies de alta abundancia y/o altamente productivas (por ejemplo, microzooplancton) o depredadores de alto nivel trófico con muy pocos depredadores naturales en ausencia de pesca (por ejemplo, tiburones grandes) presenten valores de EE bajos, de 0.1-0.3, lo cual indica que sólo un pequeño porcentaje de la biomasa de las especies se utiliza dentro del sistema, mientras que el resto se convierte en detritos o se exporta del sistema.

En casos en los que el valor de EE no era realista —por ejemplo, el atún aleta amarilla grande presentaba inicialmente una EE mayor a 1,000,000— se comprobó la estimación de la biomasa y posteriormente se revisaron los valores de mortalidad por depredación y mortalidad por pesca calculados por Ecopath. Frecuentemente, lo más científicamente defendible para reducir la EE de un grupo, cuando todos los demás parámetros parecen plausibles, es reducir ligeramente la proporción en que contribuye a las dietas de los depredadores que tienen una biomasa muy alta o que son altamente productivos. Lo contrario se aplica cuando la EE es demasiado baja y se requiere una mortalidad por depredación más alta cuando todos los valores de los demás parámetros se consideran válidos. Se trata de enfoques comúnmente utilizados por los usuarios de Ecopath, ya que la composición de la dieta de la mayoría de los depredadores marinos suele ser altamente variable en el espacio y en el tiempo y un modelo Ecopath trata de captar esta variabilidad para un solo año. En muchos aspectos, la composición de dieta inicial de un grupo debe considerarse como un punto de partida razonable, con la expectativa de realizar ajustes con base en el conocimiento de la especie y del sistema (ver Christensen *et al.*, 2009).

Una vez que los valores de EE se consideraron razonables, se comprobó la estimación de P/Q para cada grupo para asegurar que fuera biológicamente realista. En la mayoría de los casos, P/Q debe encontrarse entre 0.1 y 0.3. En los casos en los que P/Q era poco realista, como en el caso del atún patudo grande que inicialmente tenía un valor de P/Q de 0.004, los valores de P/B y Q/B se revisaron y se corrigieron adecuadamente. A menudo se daba el caso de que las estimaciones de ración diaria de la literatura estaban subestimadas o poco fiables, mientras que el valor de P/B estaba subestimado debido a parámetros de crecimiento de von Bertalanffy erróneamente especificados a partir de los cuales se estimaba la mortalidad natural (M), o bien por la falta de información fiable sobre la mortalidad por pesca, lo cual ocurría generalmente con las especies de captura incidental. Muchas veces, se pudo obtener información más fiable que ayudó a producir estimaciones de P/B más razonables mediante revisiones adicionales de la literatura o consultas de trabajos no publicados u opiniones de expertos.

Una vez finalizado el proceso anterior para los grupos con información más fiable, se aplicó secuencialmente a las presas de esos grupos, que ocupan niveles tróficos más bajos, y así sucesivamente.

2.1.3 Diagnósticos de la validez y estabilidad del modelo Ecopath

Al finalizar el proceso de equilibrado, se siguieron procedimientos de ‘mejores prácticas’ (Heymans *et al.*, 2016) y se realizaron pruebas de diagnóstico “PREBAL” (Link, 2010) para evaluar la validez biológica y ecológica y la estabilidad global del modelo equilibrado. Una vez que se confirmó que los supuestos biológicos y ecológicos subyacentes del modelo Ecopath se habían satisfecho según las recomendaciones de Link (2010) y Heymans *et al.* (2016), se evaluó la estabilidad termodinámica del modelo. El modelo se transfirió a Ecosim y se ejecutó por 1000 años en ausencia de pesca para evaluar la estabilidad temporal del modelo y para observar si algún grupo se aproximaba a la extinción, incrementaba indefinidamente o mostraba tendencias erráticas u oscilatorias en su biomasa. El modelo arrojó una ‘línea plana’ estable para todos los grupos funcionales sin indicación de inestabilidad temporal. Estas pruebas de diagnóstico confirmaron que el modelo Ecopath era robusto y estaba listo para utilizarse para pronosticar cambios en la estructura del ecosistema bajo escenarios de esfuerzo de pesca especificados en Ecosim.

2.1.4 Calibración del modelo ETP7 a datos de series de tiempo

Aunque Ecopath es una representación estática del ecosistema, el estado del ecosistema se puede estimar con Ecosim (Walters *et al.*, 1997). Para mejorar el realismo de las predicciones del modelo en Ecosim, frecuentemente los usuarios calibran el modelo a series de tiempo de tendencias de captura y/o población observadas¹ para grupos funcionales específicos, idealmente una serie de grupos que representen niveles tróficos distintos. El modelo original ETP7 de Ecosim se calibró a la biomasa, la mortalidad total y la captura para cuatro grupos funcionales que representan dos de las especies de mayor importancia económica en la pesquería atunera del OPO: el atún aleta amarilla pequeño (<90 cm TF) y grande (>90 cm TF) y el atún patudo pequeño (<80 cm TF) y grande (>80 cm TF).

En el presente estudio se calibró el modelo Ecosim a series de tiempo de datos para 28 de los 39 grupos funcionales del modelo (Tabla 1). Para las especies que contaban con una evaluación llevada a cabo en el OPO, se utilizaron series de tiempo de la biomasa, F y series de tiempo de capturas (siendo todas ellas especies de importancia comercial), mientras que se utilizaron valores de biomasa derivados de estudios independientes de pesquerías (ver las descripciones de estudios en Gerrodette *et al.*, 2008) y la captura notificada u observada para los cetáceos. En el caso de series de tiempo de datos de biomasa, los valores se escalan en relación con el valor para el año utilizado para caracterizar el modelo Ecopath (1993). Para cada uno de los grupos funcionales restantes, se utilizó la captura anual (retenida + descartes) para el periodo 1993-2018.

Los datos de los 28 grupos funcionales fueron importados a Ecosim y ponderados en una escala arbitraria de 1 a 5 según la fiabilidad percibida de los datos y su importancia relativa para el procedimiento de ajuste del modelo. Las 38 interacciones más sensibles (es decir, el número total de grupos funcionales en el modelo menos uno) entre depredadores y presas fueron identificadas mediante el procedimiento de búsqueda no lineal dentro de Ecosim. Posteriormente, la tasa de vulnerabilidad de la presa (v), es decir la tasa a la que una presa puede alternar entre un estado vulnerable y un estado invulnerable, para las interacciones depredador-presa más sensibles fue ajustada iterativamente hasta minimizar las sumas de cuadrados (SS) para producir el ‘mejor’ ajuste del modelo. Este proceso se repitió 20 veces, cada una de ellas desde valores iniciales diferentes, con restablecimiento de los valores v antes de cada iteración, para minimizar la posibilidad de que el procedimiento de búsqueda no lineal quede ‘atrapado’ en los mínimos locales de los parámetros. Luego, la matriz de valores de vulnerabilidad por interacción depredador-presa que contribuyó al ajuste con la SS más baja de las 20 iteraciones se utilizó como matriz de vulnerabilidad ‘óptima’.

En la búsqueda de la mejor combinación de valores v , los datos de series de tiempo fueron vinculados a una tendencia estimada de anomalías de productividad primaria, en forma de función de forzamiento, impuesta sobre los grupos “fitoplancton grande” y “productores pequeños”. Se utilizó un valor de varianza de 10 para el ajuste del modelo, lo cual significa que el modelo debe tratar de captar toda variabilidad brusca en los datos de biomasa y captura a lo largo del tiempo. Este procedimiento no redujo de manera significativa la SS, por lo que se eliminó la función de forzamiento y no se incluyó en ninguna de las simulaciones finales en Ecosim.

Una vez finalizada la búsqueda de vulnerabilidad óptima, los valores v fueron revisados para asegurar que fueran ecológicamente realistas. Aunque en un inicio se hicieron algunos ajustes a los valores v que muchas veces generaban mejores ajustes visuales del modelo Ecosim a los datos observados, muchas

¹ En este documento, el término “observado” se refiere a cantidades efectivamente medidas (por ejemplo, la captura), cantidades derivadas de modelos como la biomasa y la mortalidad por pesca que se derivan de modelos de evaluación, o valores de talla/peso derivados de relaciones talla-peso o curvas edad-talla para diferenciar entre los valores estimados por Ecosim (es decir, “predichos”).

veces ocasionaban un ajuste estadístico deficiente (una SS más baja) o requerían valores de parámetros poco realistas, por lo que no se tuvieron en cuenta. Se encuentran descripciones más detalladas del ajuste de modelos Ecosim a datos de series de tiempo en Christensen *et al.* (2009).

2.1 Indicadores ecológicos

Se estimaron en Ecosim los valores anuales de 7 indicadores ecológicos que describen el POT. Se encuentra una descripción completa de los indicadores ecológicos disponibles, así como la justificación del uso de los 7 indicadores elegidos para caracterizar el ecosistema del POT, en Griffiths y Duffy (2019). Se trata de tres indicadores basados en la captura (TL_c , índice trófico marino, índice de pesca en equilibrio) y cuatro indicadores basados en la comunidad (nivel trófico medio de la comunidad para los niveles tróficos 2.0–3.25, ≥ 3.25 –4.0 y > 4.0), de acuerdo con las recomendaciones de Shannon *et al.* (2014). A continuación se describe brevemente cada indicador.

2.2.1 Nivel trófico medio de la captura (TL_c)

El nivel trófico medio de la captura (TL_c) de las pesquerías puede ser un indicador útil de la manera en que las pesquerías están cambiando sus prácticas de pesca y sus objetivos de pesca en respuesta a cambios en la abundancia o capturabilidad de las especies objetivo tradicionales. Por ejemplo, disminuciones en la abundancia de peces depredadores grandes por sobrepesca pueden llevar a las pesquerías a enfocarse progresivamente en especies de niveles tróficos cada vez menores para seguir siendo rentables. Los estudios que han documentado este fenómeno de “pesca hacia abajo en la red alimenticia” (Pauly *et al.*, 1998) han demostrado que el TL_c disminuyó en alrededor de 0.1 de nivel trófico por década y es la magnitud de cambio que se considera en la presente evaluación.

2.2.2 Índice trófico marino (MTI)

El índice trófico marino (MTI) es similar al TL_c , pero incluye solamente especies de nivel trófico alto ($TL > 4.0$), que son normalmente el primer indicador de la ‘pesca hacia abajo en la red alimenticia’. Sin embargo, algunos ecosistemas han cambiado en la dirección opuesta, al pasar de menor a mayor nivel trófico, a veces como consecuencia de mejores tecnologías para permitir la explotación de especies más grandes, un fenómeno que se conoce como “pesca hacia arriba en la red alimenticia”. En otras situaciones, el MTI puede aumentar debido a una mejor notificación de capturas, al registrarse capturas de especies depredadoras descartadas, como tiburones, que anteriormente no se notificaban.

2.2.3 Índice de pesca en equilibrio (FIB)

El índice FIB (Pauly *et al.*, 2000) indica si las pesquerías se encuentran equilibradas en términos ecológicos y no perturban la funcionalidad del ecosistema. El FIB incorpora el MTI y puede dar una indicación de sobrepesca cuando las capturas no aumentan como se espera (o cuando disminuye el TL_c) dada la productividad disponible en el sistema, o si los efectos de la pesca son suficientes para comprometer la funcionalidad del ecosistema ($FIB < 0$). Por otro lado, el FIB puede indicar la expansión de la pesquería (por ejemplo, un aumento en la diversidad o biomasa de la captura incidental) ($FIB > 0$).

2.2.4 Nivel trófico medio de la comunidad modelada (TL_{MC})

El nivel trófico medio de la comunidad (TL_{MC}) modelada por Ecosim fue descrito en un trabajo de Shannon *et al.* (2014) en el que estimaron el nivel trófico medio para componentes específicos de un ecosistema. Estos indicadores permiten al investigador examinar cambios en la estructura del ecosistema después de la extracción de biomasa por la pesca. En el caso del OPO, los umbrales de nivel trófico (TL) fueron 2.0–3.25, ≥ 3.25 –4.0 y > 4.0 . Estos indicadores se pueden utilizar conjuntamente para detectar cascadas tróficas, en las que una disminución de $TL_{MC4.0}$ derivada de la pesca aumentaría la biomasa de $TL_{MC3.25}$, como consecuencia de la reducción en la presión de depredación, que a su vez disminuiría la biomasa de

$TL_{MC2.0}$, que quedaría sujeto a una mayor presión de depredación.

2.2.5 Índice de Shannon

El índice de Shannon (H) (Shannon, 1948) goza de amplio uso en la ecología como una medida de la diversidad de especies, es decir, de la riqueza de especies y su proporción relativa en una comunidad (o su 'uniformidad'), medida generalmente en términos de biomasa o número de individuos. Dado que el número de grupos funcionales en un modelo Ecopath es fijo, esencialmente el índice mide la uniformidad y por ende, en el caso de un modelo Ecopath, la diferencia relativa en la biomasa de grupos funcionales.

2.2 Simulación de los impactos ecológicos de las propuestas de medidas de conservación de atunes

Se realizaron simulaciones en Ecosim en las que se mantuvo sin cambios o se cambió el número de lances OBJ, con el fin de explorar las posibles consecuencias ecológicas de cambios en los regímenes de esfuerzo de pesca durante los próximos 6 años hasta 2024. Específicamente, se simularon los siguientes dos escenarios de ordenación.

Statu quo: mantenimiento de los niveles de esfuerzo de 2018 para todas las pesquerías hasta 2024,

Aumento de OBJ: aumento lineal del número de lances OBJ, de 11,871 lances en 2018 a 13,883 en 2024.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Reequilibrado y ajuste del modelo a datos de series de tiempo

El proceso de reequilibrado logró generar un modelo termodinámicamente estable en el que no hubo desviación mayor al 0.01% en la biomasa de ninguno de los grupos funcionales en una simulación de 1,000 años en ausencia de pesca. El posterior proceso de ajuste del modelo a datos de series de tiempo arrojó buenos ajustes a los datos de biomasa y/o captura observados para la mayoría de los grupos funcionales ([Figuras 2 y 3](#)). Fueron excepciones los ajustes a la captura para el atún aleta amarilla pequeño y a la biomasa para el atún patudo pequeño antes de 2000, momento que se identificó, además, como un periodo de cambio brusco en las evaluaciones de estas especies (Minte-Vera *et al.*, 2020; Xu *et al.*, 2020).

Otra excepción fueron los tiburones grandes; aunque la tendencia general de biomasa sí fue reproducida por Ecosim, la captura fue significativamente subestimada antes de 2007 y sobreestimada después. Esto se debe probablemente a que se utilizaron indicadores de la población de tiburones sedosos para representar un gran número de especies de tiburones, a pesar de que algunas especies pudieron haber presentado tendencias opuestas en la biomasa. Por ejemplo, ahora se reconoce ampliamente que las poblaciones de tiburón sedoso y oceánico punta blanca han disminuido significativamente durante las últimas tres décadas ([BYC-10 INF-A](#)), pero la captura total de otros tiburones grandes como el tiburón azul, marrajo y martillo ha aumentado en los últimos diez años (ver Figura J-3 en CIAT, 2020a). Por lo tanto, al usar la tendencia descendente de la biomasa de la población de tiburón sedoso, el modelo predijo una tendencia concordante en la captura. Se puede dar una explicación similar para las malas predicciones de captura realizadas para las ballenas dentadas, los delfines manchados y los delfines mesopelágicos antes de 2005 aproximadamente, época en que estudios independientes de pesquerías establecían estimaciones de abundancia absoluta para especies individuales, mientras que se dispone de datos de captura para grupos de especies.

Globalmente, los resultados de los ajustes del modelo sugieren que el modelo Ecosim ETP-21 es capaz de reproducir estados de biomasa anteriores de grupos funcionales clave y, por lo tanto, ofrecen cierto grado de confianza sobre la capacidad del modelo para predecir el estado futuro del ecosistema ante regímenes de esfuerzo de pesca determinados.

3.2 Interpretación del estado del ecosistema del OPO a partir de indicadores ecológicos

La Figura 4 muestra las tendencias en los valores de indicadores ecológicos para evaluaciones realizadas en 2019 (líneas grises) y 2021 (líneas de colores). La incorporación de los nuevos datos de palangre 'industrial' y los datos desagregados presentados por los CPC para sus pesquerías nacionales cambió significativamente la magnitud de los valores de los 7 indicadores. Lo más importante es que el pico en el nivel trófico medio de la captura (TL_c) en 1991 se estimó en torno a 4.69 y 4.77 en la evaluación de 2019 y la evaluación actual, respectivamente. Estos valores disminuyeron a 4.65 en 2017, por lo que ambas evaluaciones indican que la reducción en el TL_c probablemente sea mayor de lo que se suponía anteriormente. En la evaluación actual, el TL_c disminuyó en 0.12 de nivel trófico durante los últimos 28 años o 0.04 niveles tróficos por década.

Después de 1991, el TL_c siguió disminuyendo hasta 1996 aproximadamente, debido a la rápida expansión de la pesquería a partir de 1993, con capturas cada vez más mayores durante el íterin de especies de captura incidental de nivel trófico alto que también se agrupan alrededor de objetos flotantes (por ejemplo, tiburones, peces picudos, peto y dorado). Esta expansión se aprecia también en el índice FIB que supera cero durante el mismo periodo y en un cambio en la composición de la comunidad, indicado por un fuerte descenso en el índice de Shannon (Figura 4). A partir de principios de los años 2000, el TL_c , el MTI y el índice de Shannon mostraron todos una disminución continua, mientras que el FIB aumentó paulatinamente, alejándose más de cero hasta su pico de 0.97 en 2018, lo cual es considerablemente más alto que el pico de 0.66 en la evaluación de 2019 (Figura 4). Tanto el TL_c como el MTI alcanzaron unos de sus niveles históricos más bajos en 2018 (Figura 4).

Los indicadores mencionados describen generalmente el cambio en los componentes explotados del ecosistema, mientras que los indicadores de biomasa comunitaria describen cambios en la estructura del ecosistema una vez que se ha extraído biomasa como consecuencia de la pesca. La Figura 4 muestra la biomasa de la comunidad de $TL_{MC4.0}$ en 1986 (4.493), justo antes del aumento del esfuerzo de pesca sobre plantados en 1993; ha seguido disminuyendo hasta 4.47 en 2018. A raíz de cambios en la presión de depredación sobre niveles tróficos más bajos, entre 1993 y 2018 la biomasa de la comunidad de $TL_{MC3.25}$ aumentó de 3.801 a 3.829, mientras la biomasa de la comunidad de $TL_{MC2.0}$ también aumentó de 3.092 a 3.107.

En conjunto, estos indicadores muestran que es probable que se haya producido un cambio en la estructura del ecosistema a lo largo del periodo de análisis de 40 años. Los patrones de cambio constantes en cada indicador ecológico, particularmente en el nivel trófico medio de las comunidades desde 1993, justifican sin duda alguna la continuación, y preferiblemente la expansión, de los programas de monitoreo de pesquerías en el OPO.

3.3 Simulación de los impactos ecológicos potenciales de cambios en el esfuerzo de pesca sobre plantados en el OPO

3.3.1 Cambios en la biomasa de especies clave

Tanto el mantenimiento como el aumento del número de lances OBJ dieron lugar a un cambio en la misma dirección, aunque de magnitud distinta, en la biomasa de los 15 grupos funcionales que se muestran en la Figura 3. Específicamente, se produjo una disminución en la biomasa de todas las especies de atún objetivo (aleta amarilla, patudo y barrilete) y de tiburones pequeños y grandes, y un aumento en la biomasa de especies de captura incidental, incluyendo clases de talla pequeña y grande de marlines, dorado y peto, así como rayas y tortugas (Figura 5).

En lo que respecta a los grupos funcionales cuya biomasa disminuiría de acuerdo con las predicciones, bajo el escenario de *statu quo* la disminución predicha en la biomasa de las especies objetivo fue menor

al 3%, mientras que en los tiburones pequeños y grandes la disminución fue de un 8.6% y 6.8%, respectivamente (Figura 5). Bajo el escenario de un aumento lineal en el número de lances OBJ hasta 2024, se espera que la biomasa de las especies objetivo disminuya en un 4.7% y 5.4% para el atún de aleta amarilla y el atún patudo, respectivamente, pero tan sólo en un 0.67% para el atún barrilete. Sin embargo, la biomasa de los tiburones pequeños y grandes disminuyó considerablemente en un 13.8% y 10.4%, respectivamente.

En lo que respecta a los grupos funcionales cuya biomasa aumentaría de acuerdo con las predicciones, bajo el escenario de *statu quo* se espera un aumento de la biomasa en especies de captura incidental que se retienen con frecuencia de entre un 1.1% (marlines grandes) y 3.3% (dorado pequeño) y entre 0.7% y 1.1% de tortugas y rayas, respectivamente, que se liberan o descartan (Figura 5). Aunque muchas especies de captura incidental que se retienen con frecuencia por su valor económico (por ejemplo, peces picudos y dorado) tienen gran afinidad con los objetos flotantes, sorprendentemente puede parecer que la biomasa de estos grupos aumentó en un 1-2% adicional bajo el escenario del aumento de lances OBJ. Aunque el incremento parece ilógico dado el aumento en la mortalidad por pesca en estas especies, este tipo de reacción ocurre frecuentemente en sistemas ecológicos, donde ‘el depredador de mi depredador es mi amigo’. El aumento en el esfuerzo sobre plantados provocó un descenso considerable en la biomasa de los depredadores primarios de esas especies (es decir, atunes y tiburones pequeños y grandes). La presión de depredación fue tan alta (por ejemplo, peto pequeño 1.42 año^{-1} , dorado grande 1.654 año^{-1}) que el aumento en la mortalidad por pesca entre 2018 y 2024 (peto pequeño, de 0.006 año^{-1} a 0.008 año^{-1} ; dorado grande, de 0.002 año^{-1} a 0.006 año^{-1}) fue insignificante en comparación, lo que permitió que aumentara la biomasa de esas especies.

3.3.2 Cambios en la estructura del ecosistema

La Figura 6 muestra los cambios simulados en los valores de siete indicadores ecológicos bajo los dos escenarios de ordenación. En cuanto a la biomasa de especies clave, ambos escenarios produjeron cambios en la misma dirección, aunque de magnitud distinta, en los valores de cada indicador ecológico. Mantener el régimen del esfuerzo de pesca de 2018 hasta 2024 provocará una disminución en el TL_c , el MTI, el índice de Shannon y el $TL_{MC4.0}$, así como un aumento en el FIB, el $TL_{MC3.25}$ y el $TL_{MC2.0}$. Se prevé que un aumento en el número de lances OBJ provocará un cambio en la misma dirección que el mantenimiento del *statu quo*, pero la magnitud del cambio será mayor. En conjunto, estos indicadores muestran que el mantenimiento o aumento del número de lances OBJ, incluso durante un periodo de tan sólo 6 años, probablemente cambie la dinámica del ecosistema del POT, agravando su estado probablemente ya alterado, que presuntamente se debe principalmente a décadas de pesca industrial (índice FIB; Figura 4). Aunque el periodo de simulación de 6 años es demasiado corto para identificar consecuencias ecológicas potencialmente perjudiciales derivadas de la pesca, tales como cascadas tróficas, es posible que aumentos perpetuos en el esfuerzo de pesca cerquera, conjuntamente con el impacto de las pesquerías costeras y palangreras industriales, terminen por llevar al ecosistema a un punto de inflexión en que ningún nivel de ordenación pesquera sea capaz de revertir sus dinámicas internas alteradas (ver Travis *et al.*, 2014).

3.4 Consideraciones para trabajos futuros

Existen diversos supuestos que deben tenerse en cuenta a la hora de interpretar los resultados de la simulación del presente estudio. Dado que el principal objetivo del estudio consistía en explorar los impactos ecológicos potenciales del mantenimiento o aumento del número de lances OBJ, mismo que ha aumentado drásticamente a razón de un 50%, aproximadamente, cada 5 años desde 1993, se supuso que no habría cambio en el esfuerzo en ninguna otra pesquería atunera en el OPO durante el periodo de simulación de 6 años. Es poco probable que así sea, particularmente para la pesquería palangrera, donde el esfuerzo en el OPO aumentó al doble aproximadamente en el periodo de 2008 a 2015 (Griffiths y Duffy,

2017). Dado que la pesquería palangrera pesca principalmente atún patudo grande, pez espada y albacora, un aumento continuo en el esfuerzo OBJ, tal como se ha observado durante los últimos diez años, puede empezar a presentar una interacción importante con la pesquería cerquera, que dirige su esfuerzo hacia el atún patudo pequeño. Tal como lo predice el modelo, incluso un aumento de 2,012 en el número de lances OBJ durante los próximos 6 años puede tener un impacto razonable sobre el atún patudo pequeño (5.37%), que se predijo que se traduciría en una reducción del 3.78% en la biomasa de la población adulta.

Una consideración importante a la hora de interpretar los resultados del modelo ETP-21 es que la matriz de dieta subyacente del modelo —el componente del modelo que define los vínculos tróficos entre especies del ecosistema— no ha cambiado con respecto al modelo ETP7 original, ya que se basa en datos de contenido de estómagos de peces recolectados hace más de veinte años. Este periodo es anterior a la expansión de la pesquería sobre plantados y tal como se demostró en los resultados de los análisis de este trabajo, es probable que la trofodinámica del ecosistema haya cambiado significativamente, lo cual pone en tela de juicio el realismo de las predicciones de modelos ecosistémicos hechas para su uso en la ordenación pesquera táctica. Además, estos datos de dieta se complementaron con datos provenientes de otras regiones del Océano Pacífico y otras zonas cuando no se disponía de datos locales para una especie o grupo funcional determinado. Dados los cambios ambientales considerables que se han observado en el OPO durante los últimos diez años, con algunos de los eventos de El Niño más fuertes de los que se tiene registro (Kintisch 2015; Cai *et al.*, 2018), es evidente que existe una necesidad crítica de recolectar información trófica no sólo de especies importantes desde un punto de vista económico (por ejemplo, atunes) o de conservación (por ejemplo, tiburones), sino también de sus presas y la base de la red alimenticia (es decir, el fitoplancton), que pueden tener un impacto considerable en ecosistemas oceánicos oligotróficos que muchas veces se considera que son controlados por procesos que van ‘de abajo hacia arriba’ (Hunt y McKinnell, 2006).

El muestreo de estómagos de depredadores ha sido exitoso en colaboración con observadores de la CIAT y programas nacionales (por ejemplo, Olson y Galvan-Magaña, 2002; Olson *et al.*, 2014), aunque tuvo lugar hace casi veinte años. Por lo tanto, para investigaciones futuras en la CIAT, una consideración derivada de este trabajo es un programa de muestreo trófico basado en recolecciones de observadores y la colaboración con CPC y otros interesados (por ejemplo, universidades, institutos de investigación) que pueden tener un gran interés por tener acceso a un modelo ecosistémico actualizado y fiable que pueda utilizarse para explorar las consecuencias ecológicas potenciales de impactos futuros de carácter antropogénico y/o ambiental.

Asimismo, muchos de los parámetros biológicos del modelo ETP-21 se derivaron de otras cuencas oceánicas o de especies relacionadas, lo que introduce cierta incertidumbre en cuanto a la magnitud de los flujos tróficos estimados en el ecosistema. La relación consumo-biomasa (Q/B) es un parámetro influyente en los modelos Ecopath ya que describe los requerimientos energéticos de los depredadores y la biomasa constante requerida de sus presas. Lamentablemente, también es uno de los parámetros más difíciles de medir para los peces pelágicos ya que se requieren instalaciones grandes y altamente especializadas para albergar depredadores grandes como los atunes para llevar a cabo experimentos sobre sus necesidades de consumo. Por consiguiente, existen muy pocas estimaciones de consumo y ración diaria de atunes derivadas de experimentos (Magnuson, 1969; Olson y Boggs, 1986; Olson y Mullen, 1986).

No obstante, por suerte, el Laboratorio de Achotines de la CIAT en Panamá cuenta con el equipo para realizar tales experimentos, con varias especies de peces pelágicos grandes disponibles para su captura para experimentos en aguas cercanas, donde la barrera continental se encuentra a unos 12 km de la costa. El personal estudia actualmente la posibilidad de realizar proyectos en el Laboratorio de Achotines para

empezar a subsanar las deficiencias de datos en nuestro conocimiento de la ecología trófica de peces pelágicos en el OPO, lo cual a su vez brindará las estimaciones de parámetros más fiables para futuros modelos ecosistémicos para el OPO. El personal de la CIAT está realizando un análisis exhaustivo de métodos para determinar experimentalmente la relación Q/B aplicable a diferentes depredadores pelágicos que ocupan niveles tróficos distintos en el ecosistema del OPO y son abundantes en la zona local en las aguas adyacentes al Laboratorio de Achotines ([SAC-10 INF-E](#)).

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a Alexandre Aires-da-Silva por revisar el presente manuscrito.

REFERENCIAS

- Aires-Da-Silva, A., Valero, J.L., Maunder, M.N., Mente-Vera, C., Lennert-Cody, C., Román, M.H., Martínez-Ortiz, J., Torrejón-Magallanes, E.J. and Carranza, M.N. 2017. Exploratory stock assessment of dorado (*Coryphaena hippurus*) in the southeastern Pacific Ocean. 7th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 9-13 May 2016, La Jolla, California. Document SAC-07-06a(i).
- Bailey, M., Bush, S., Oosterveer, P. and Larastiti, L. 2016. Fishers, fair trade, and finding middle ground. *Fisheries Research* 182: 59-68.
- Baum, J.K. and Worm, B. 2009. Cascading top-down effects of changing oceanic predator abundances. *Journal of Animal Ecology* 78: 699-714.
- Bromhead, D., Foster, J., Attard, R., Findlay, J. and Kalish, J. 2003. A review of the impact of fish aggregating devices (FADs) on tuna fisheries. Final report to the Fisheries Resources Research Fund. Bureau of Rural Sciences, Canberra, Australia.
- Cai, W., Wang, G., Dewitte, B., Wu, L., Santoso, A., Takahashi, K., Yang, Y., Carréric, A. and Mcphaden, M.J. 2018. Increased variability of eastern Pacific El Niño under greenhouse warming. *Nature* 564: 201.
- Christensen, V. 1998. Fishery-induced changes in a marine ecosystem: insights for models of the Gulf of Thailand. *Journal of Fish Biology* 53: 128-142.
- Christensen, V., Walters, C.J., Pauly, D. and Forest, R. 2009. Ecopath with Ecosim Version 6 User Guide. University of British Columbia Fisheries Centre, Vancouver, Canada.
- Cox, S.P., Essington, T.E., Kitchell, J.F., Martell, S.J.D., Walters, C.J., Boggs, C. and Kaplan, I. 2002. Reconstructing ecosystem dynamics in the central Pacific Ocean, 1952-1998. II. A preliminary assessment of the trophic impacts of fishing and effects on tuna dynamics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 1736-1747.
- Dagorn, L., Holland, K.N., Restrepo, V. and Moreno, G. 2013. Is it good or bad to fish with FADs? What are the real impacts of the use of drifting FADs on pelagic marine ecosystems? *Fish and Fisheries* 14: 391-415.
- Daskalov, G.M. 2002. Overfishing drives a trophic cascade in the Black Sea. *Marine Ecology Progress Series* 225: 53-63.
- Duffy, L.M., Olson, R.J., Lennert-Cody, C.E., Galván-Magaña, F., Bocanegra-Castillo, N. and Kuhnert, P.M. 2015. Foraging ecology of silky sharks, *Carcharhinus falciformis*, captured by the tuna purse-seine fishery in the eastern Pacific Ocean. *Marine Biology* 162: 571-593.
- Duffy, L.M., Kuhnert, P.M., Pethybridge, H.R., Young, J.W., Olson, R.J., Logan, J.M., Goñi, N., Romanov, E., Allain, V., Staudinger, M.D. and Abecassis, M. 2017. Global trophic ecology of yellowfin, bigeye, and albacore tunas: Understanding predation on micronekton communities at ocean-basin scales. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 140: 55-73.
- Duffy, L.M., Lennert-Cody, C.E., Olson, R.J., Mente-Vera, C.V. and Griffiths, S.P. 2019. Assessing vulnerability of bycatch species in the tuna purse-seine fisheries of the eastern Pacific Ocean. *Fisheries Research* 219.

- Duffy, L.M., Griffiths, S.P., Olson, R.J., Galván-Magaña, F., Bocanegra-Castillo, N. and Alatorre-Ramírez, V. 2021. Spatial and ontogenetic variation in the trophic ecology of skipjack tuna, *Katsuwonus pelamis*, in the eastern Pacific Ocean. *Marine Biology* 168.
- Gerrodette, T., Watters, G., Perryman, W. and Ballance, L. 2008. Estimates of 2006 dolphin abundance in the eastern tropical Pacific, with revised estimates from 1986-2003. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-422. National Marine Fisheries Service, La Jolla, USA.
- Griffiths, S.P., Olson, R.J. and Watters, G.M. 2013. Complex wasp-waist regulation of pelagic ecosystems in the Pacific Ocean. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 23: 459-475.
- Griffiths, S.P. and Duffy, L. 2017. A preliminary metadata analysis of large-scale tuna longline fishery data in the eastern Pacific Ocean: a precursor to Ecological Risk Assessment. 8th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 8-12 May 2017, La Jolla, California, USA. Document SAC-08-07b.: 1-34.
- Griffiths, S.P., Kesner-Reyes, K., Garilao, C., Duffy, L.M. and Román, M.H. 2018. Development of a flexible ecological risk assessment (ERA) approach for quantifying the cumulative impacts of fisheries on bycatch species in the eastern Pacific Ocean. 9th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 14-18 May 2018, La Jolla, California, USA. Document SAC-09-12: 38.
- Griffiths, S.P., Allain, V., Hoyle, S.D., Lawson, T.A. and Nicol, S.J. 2019. Just a FAD? Ecosystem impacts of tuna purse-seine fishing associated with fish aggregating devices in the western Pacific Warm Pool Province. *Fisheries Oceanography* 28: 94-112.
- Griffiths, S.P. and Fuller, L. 2019. An updated ecosystem model of the eastern tropical Pacific Ocean: analysis of ecological indicators and the potential impacts of FAD fishing on ecosystem dynamics. 10th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 13-17 May 2018, La Jolla, California, USA. Document SAC-10 INF-H: 16.
- Gutiérrez, N.L., Valencia, S.R., Branch, T.A., Agnew, D.J., Baum, J.K., Bianchi, P.L., Cornejo-Donoso, J., Costello, C., Defeo, O. and Essington, T.E. 2012. Eco-label conveys reliable information on fish stock health to seafood consumers. *PLoS One* 7: e43765.
- Hall, M. and Roman, M. 2013. Bycatch and non-tuna catch in the tropical tuna purse seine fisheries of the world. *FAO fisheries and aquaculture technical paper* 568: 249.
- Heymans, J.J., Coll, M., Link, J.S., Mackinson, S., Steenbeek, J., Walters, C. and Christensen, V. 2016. Best practice in Ecopath with Ecosim food-web models for ecosystem-based management. *Ecological Modelling* 331: 173-184.
- Hunt, G.L. and Mckinnell, S. 2006. Interplay between top-down, bottom-up, and wasp-waist control in marine ecosystems. *Progress in Oceanography* 68: 115-124.
- Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC) 2014. A collaborative attempt to conduct a stock assessment for the silky shark in the eastern pacific ocean (1993-2010): update report. 5th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 12-16 May 2014, La Jolla, California, USA. Document SAC-05 INF-F.
- Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC) 2018. The fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean in 2017. 9th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 14-18 May 2017, La Jolla, California, USA. Document SAC-09-03.
- Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC) 2020a. Ecosystem considerations. 11th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 11-15 May 2020, La Jolla, California, USA. Document SAC-11-12.
- Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC) 2020b. Report on the tuna fishery, stocks, and ecosystem in the eastern Pacific Ocean in 2019 11th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 30 November-4 December 2020, by videoconference. Document IATTC-95-05.
- Itano, D.G. and Holland, K.N. 2000. Tags and FADs - movements and vulnerability of bigeye tunas in relation to FADs and natural aggregation points. *Aquatic Living Resources* 13: 213-223.

- Joseph, J. 1994. The tuna-dolphin controversy in the eastern Pacific Ocean: Biological, economic, and political impacts. *Ocean Development and International Law* 25: 1-30.
- Kintisch, E. 2015. 'The Blob' invades Pacific, flummoxing climate experts. *Science* 348: 17-18.
- Lennert-Cody, C., Aires-Da-Silva, A. and Maunder, M.N. 2019. Updated stock status indicators for silky sharks in the Eastern Pacific Ocean (1994-2018). 10th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 13-17 May 2019, La Jolla, California. Document SAC-10-17.
- Lezama-Ochoa, N., Murua, H., Hall, M., Román, M., Ruiz, J., Vogel, N., Caballero, A. and Sancristobal, I. 2017. Biodiversity and habitat characteristics of the bycatch assemblages in fish aggregating devices (FADs) and school sets in the eastern Pacific Ocean. *Frontiers in Marine Science* 4: 265.
- Link, J.S. 2010. Adding rigor to ecological network models by evaluating a set of pre-balance diagnostics: A plea for PREBAL. *Ecological Modelling* 221: 1580-1591.
- Magnuson, J.J. 1969. Digestion and food consumption by skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*). *Transactions of the American Fisheries Society* 98: 379-392.
- Minte-Vera, C.V., Maunder, M.N., Xu, H., Valero, J.L., Lennert-Cody, C. and Aires-Da-Silva, A. 2020. Yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean, 2019: benchmark assessment. 11th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 11-15 May 2020, La Jolla, California. Document SAC-11-06-REV: 79.
- Moffitt, E.A., Punt, A.E., Holsman, K., Aydin, K.Y., Ianelli, J.N. and Ortiz, I. 2016. Moving towards ecosystem-based fisheries management: Options for parameterizing multi-species biological reference points. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 134: 350-359.
- Olson, R.J. and Boggs, C.H. 1986. Apex predation by yellowfin tuna (*Thunnus albacares*): Independent estimates from gastric evacuation and stomach contents, bioenergetics, and cesium concentrations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 1760-1775.
- Olson, R.J. and Mullen, C.H. 1986. Recent developments for making gastric evacuation and daily ration determinations. *Environmental Biology of Fishes* 16: 183-191.
- Olson, R.J. and Galvan-Magaña, F. 2002. Food habits and consumption rates of common dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) in the eastern Pacific Ocean. *Fishery Bulletin* 100: 279-298.
- Olson, R.J. and Watters, G.M. 2003. A model of the pelagic ecosystem in the eastern Tropical Pacific Ocean. *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin* 22: 135-211.
- Olson, R.J., Duffy, L.M., Kuhnert, P.M., Galvan-Magana, F., Bocanegra-Castillo, N. and Alatorre-Ramirez, V. 2014. Decadal diet shift in yellowfin tuna *Thunnus albacares* suggests broad-scale food web changes in the eastern tropical Pacific Ocean. *Marine Ecology Progress Series* 497: 157-178.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R. and Torres, F. 1998. Fishing down marine food webs. *Science* 279: 860-863.
- Pauly, D., Christensen, V. and Walters, C.J. 2000. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES Journal of Marine Science* 57: 697-706.
- Polovina, J.J., Abecassis, M., Howell, E.A. and Woodworth, P. 2009. Increases in the relative abundance of mid-trophic level fishes concurrent with declines in apex predators in the subtropical North Pacific, 1996-2006. *Fishery Bulletin* 107: 523-531.
- Roux, J.-P., Van Der Lingen, C.D., Gibbons, M.J., Moroff, N.E., Shannon, L., J., Smith, A.D.M. and Cury, P.M. 2013. Jellyfication of marine ecosystems as a likely consequence of overfishing small pelagic fishes: lessons from the Benguela. *Bulletin of Marine Science* 89: 249-284.
- Schaefer, K.M. and Fuller, D.W. 2007. Vertical movement patterns of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) in the eastern equatorial Pacific Ocean, as revealed with archival tags. *Fishery Bulletin* 105: 379-389.
- Shannon, C.E. 1948. A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal* 27: 379-423.
- Shannon, L., Coll, M. and Shin, Y. 2014. Trophic level-based indicators to track fishing impacts across marine ecosystems. *Marine Ecology Progress Series* 512: 115-140.

- Travis, J., Coleman, F.C., Auster, P.J., Cury, P.M., Estes, J.A., Orensanz, J., Peterson, C.H., Power, M.E., Steneck, R.S. and Wootton, J.T. 2014. Integrating the invisible fabric of nature into fisheries management. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111: 581-584.
- Walters, C., Christensen, V. and Pauly, D. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 7: 139-172.
- Xu, H., Minte-Vera, C., Maunder, M.N. and Aires-Da-Silva, A. 2018. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2017 and outlook for the future. 9th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 14–18 May 2018, La Jolla, California. Document SAC-09-05.
- Xu, H., Maunder, M.N., Minte-Vera, C.V., Valero, J.L., Lennert-Cody, C. and Aires-Da-Silva, A. 2020. Bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean, 2019: benchmark assessment. 11th Meeting of the Scientific Advisory Committee of the IATTC, 11-15 May 2020, La Jolla, California. Document SAC-11-06-REV: 61.

Table 1. Time series of data used to calibrate the ETP-21 Ecopath model to 2018.

Tabla 1. Series de tiempo de datos utilizadas para calibrar el modelo Ecopath ETP-21 a 2018.

Grupo funcional	Tipos de datos	Pesquerías	Periodo de tiempo	Fuente de datos
Atún de aleta amarilla pequeño	Biomasa, F, Captura	Todas	1979–2018	Minte-Vera <i>et al.</i> (2020), CIAT (2020b) ²
Atún de aleta amarilla grande	Biomasa, F, Captura	Todas	1979–2018	Minte-Vera <i>et al.</i> (2020) ²
Atún patudo pequeño	Biomasa, F, Captura	Todas	1979–2018	Xu <i>et al.</i> (2020) ²
Atún patudo grande	Biomasa, F, Captura	Todas	1979–2018	Xu <i>et al.</i> (2020) ²
Dorado pequeño	Biomasa, F, Captura	Todas	2008–2014	Aires-da-Silva <i>et al.</i> (2017)
Dorado grande	Biomasa, F, Captura	Todas	2008–2014	Aires-da-Silva <i>et al.</i> (2017)
Tiburones pequeños	Captura	Todas	1993–2018	Datos no publicados de la CIAT
Tiburones grandes	Abundancia relativa, Captura	Cerco	1994–2018	Lennert-Cody <i>et al.</i> (2019)
Ballenas dentadas	Números, Captura	Cerco	1999, 2001, 2004, 2006, 2006	Gerrodette <i>et al.</i> (2008)
Delfines manchados	Números, Captura	Cerco	1999, 2001, 2004, 2006, 2006	Gerrodette <i>et al.</i> (2008)
Delfines mesopelágicos	Números, Captura	Cerco	1999, 2001, 2004, 2006, 2006	Gerrodette <i>et al.</i> (2008)
Barrilete	Captura	Todas	1993–2018	Datos no publicados de la CIAT
Albacora	Captura	Todas	1993–2018	Datos no publicados de la CIAT
Atún de aleta azul del Pacífico	Captura	Todas	1993–2018	Datos no publicados de la CIAT
<i>Auxis</i> spp.	Captura	Todas	1993–2018	Datos no publicados de la CIAT
Marlines pequeños	Captura	Todas	1993–2018	Datos no publicados de la CIAT
Marlines grandes	Captura	Todas	1993–2018	Datos no publicados de la CIAT
Pez vela pequeño	Captura	Todas	1993–2018	Datos no publicados de la CIAT
Pez vela grande	Captura	Todas	1993–2018	Datos no publicados de la CIAT
Pez espada pequeño	Captura	Todas	1993–2018	Datos no publicados de la CIAT
Pez espada grande	Captura	Todas	1993–2018	Datos no publicados de la CIAT
Peto pequeño	Captura	Todas	1993–2018	Datos no publicados de la CIAT
Peto grande	Captura	Todas	1993–2018	Datos no publicados de la CIAT
Rayas	Captura	Todas	1993–2018	Datos no publicados de la CIAT
Tortugas	Captura	Todas	1993–2018	Datos no publicados de la CIAT

² Se computaron estimaciones de múltiples modelos teniendo en cuenta todos los modelos utilizados en la evaluación de referencia y el peso de cada uno.

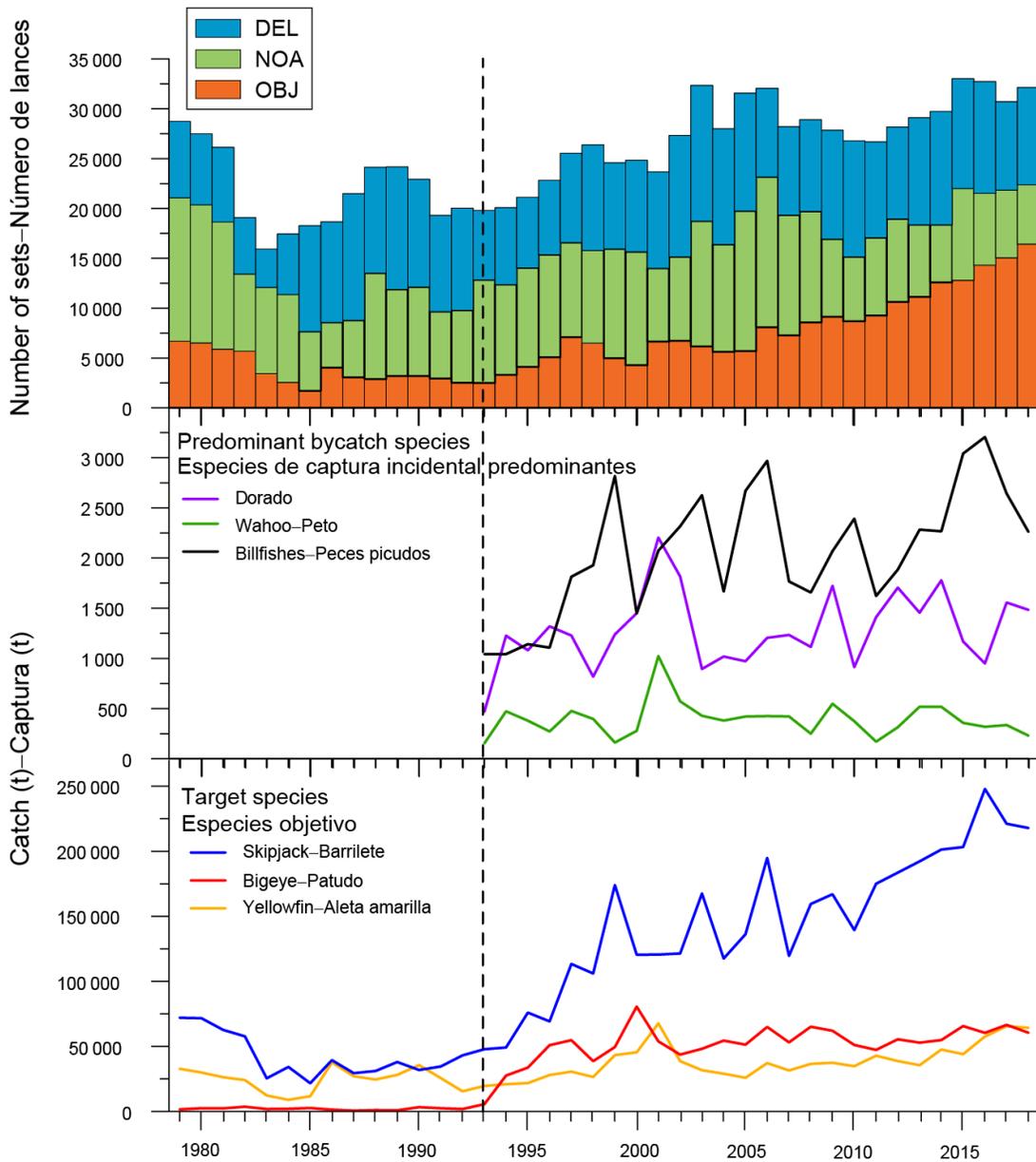


FIGURE 1. Time series of annual number of sets on dolphins (DEL), unassociated tuna schools (NOA) and floating objects (OBJ) in the EPO purse-seine fishery for 1979–2018 (top panel), with the total annual reported catch from OBJ sets for the predominant retained bycatch species of dorado, wahoo and billfishes (middle panel), and target species of skipjack, yellowfin and bigeye tunas (bottom panel). The dashed vertical line indicates the approximate year (1993) when the fishery began to increasingly set on artificial drifting floating objects and when reporting of non-target species began.

FIGURA 1. Series de tiempo del número anual de lances sobre delfines (DEL), cardúmenes de atunes no asociados (NOA) y objetos flotantes (OBJ) en la pesquería de cerco en el OPO para 1979-2018 (panel superior), con la captura anual total notificada de lances OBJ para las especies de captura incidental retenidas predominantes, a saber el dorado, el peto y los peces picudos (panel central) y especies objetivo, a saber el atún barrilete, aleta amarilla y patudo (panel inferior). La línea de trazos vertical indica el año aproximado (1993) en que la pesquería empezó a realizar cada vez más lances sobre objetos flotantes artificiales a la deriva y se empezó a informar sobre las especies no objetivo.

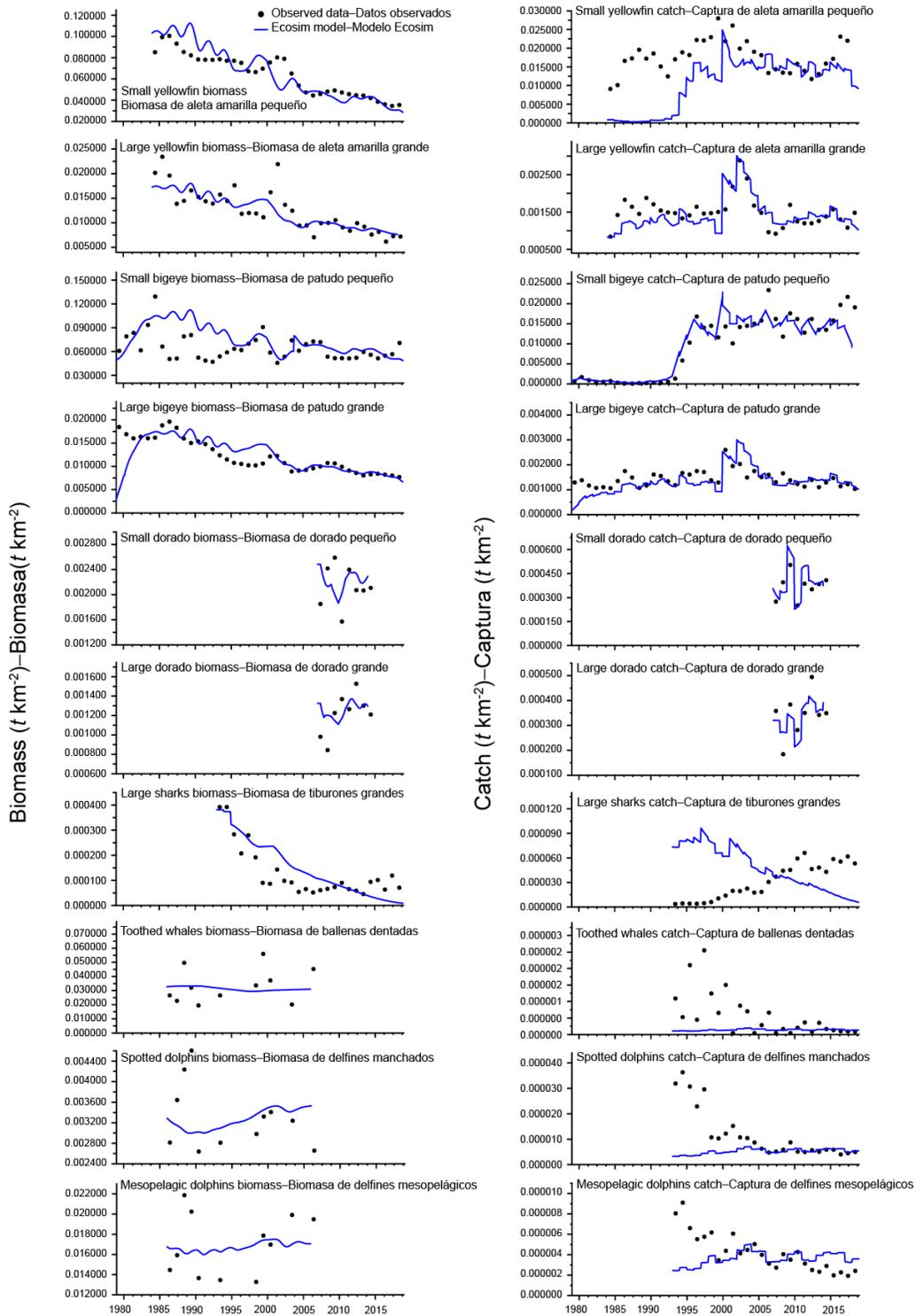


FIGURE 2. Ecosim model fits (solid lines) to observed¹ annual time-series data (black dots) for biomass ($t \text{ km}^{-2}$) and catches ($t \text{ km}^{-2}$) for 10 functional groups in the ETP-21 ecosystem model for 1979–2018.

FIGURA 2. Ajustes del modelo Ecosim (líneas sólidas) a datos observados¹ de series de tiempo anuales (puntos negros) para la biomasa ($t \text{ km}^{-2}$) y las capturas ($t \text{ km}^{-2}$) para 10 grupos funcionales en el modelo ecosistémico ETP-21 para 1979-2018.

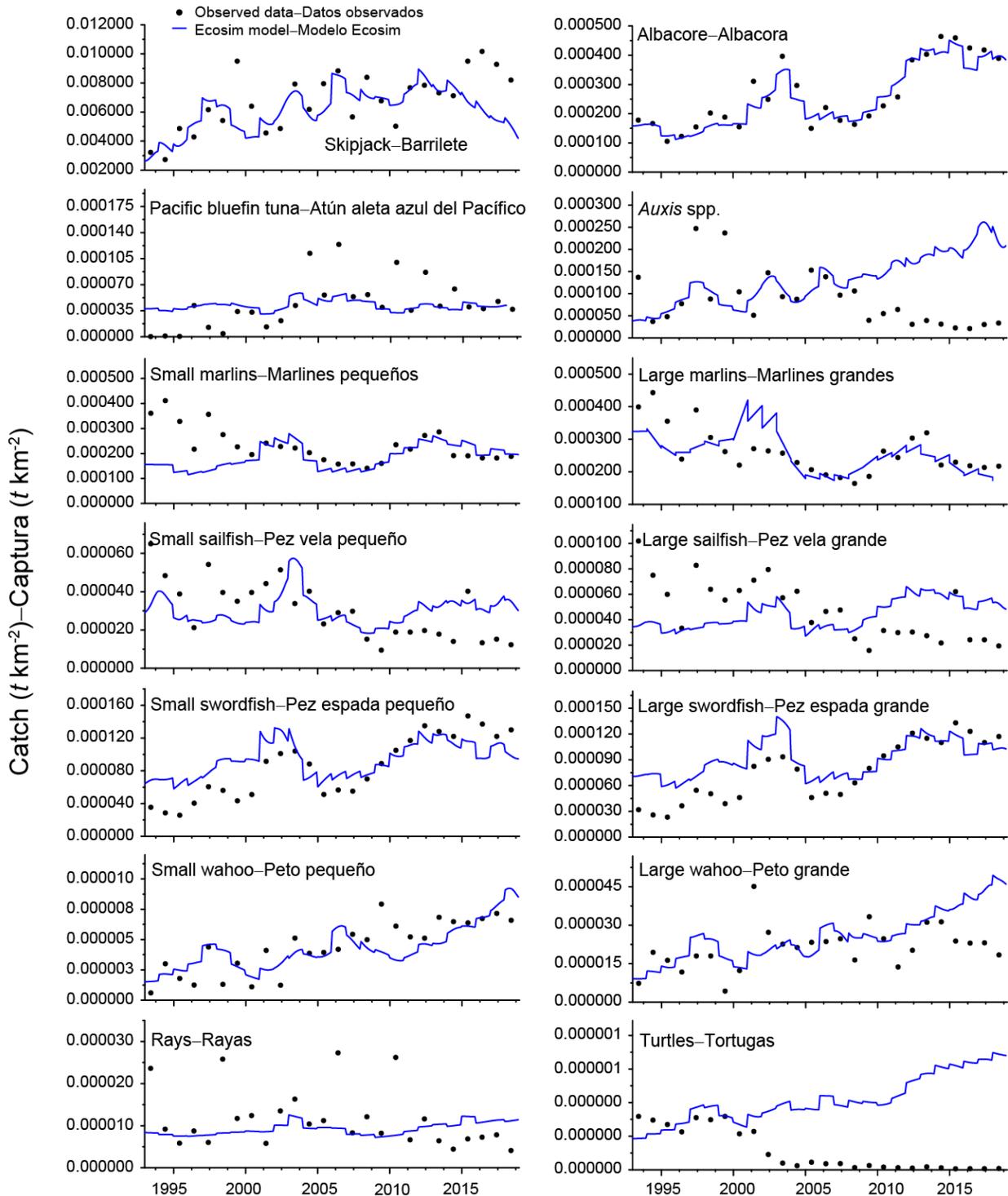


FIGURE 3. Ecosim model fits (solid lines) to observed annual time-series of catch data ($t\ km^{-2}$) (black dots) for 14 functional groups in the ETP-21 ecosystem model for which catch data were available.

FIGURA 3. Ajustes del modelo Ecosim (líneas sólidas) a series de tiempo anuales observadas de datos de captura ($t\ km^{-2}$) (puntos negros) para 14 grupos funcionales en el modelo ecosistémico ETP-21 para los que se disponía de datos de captura.

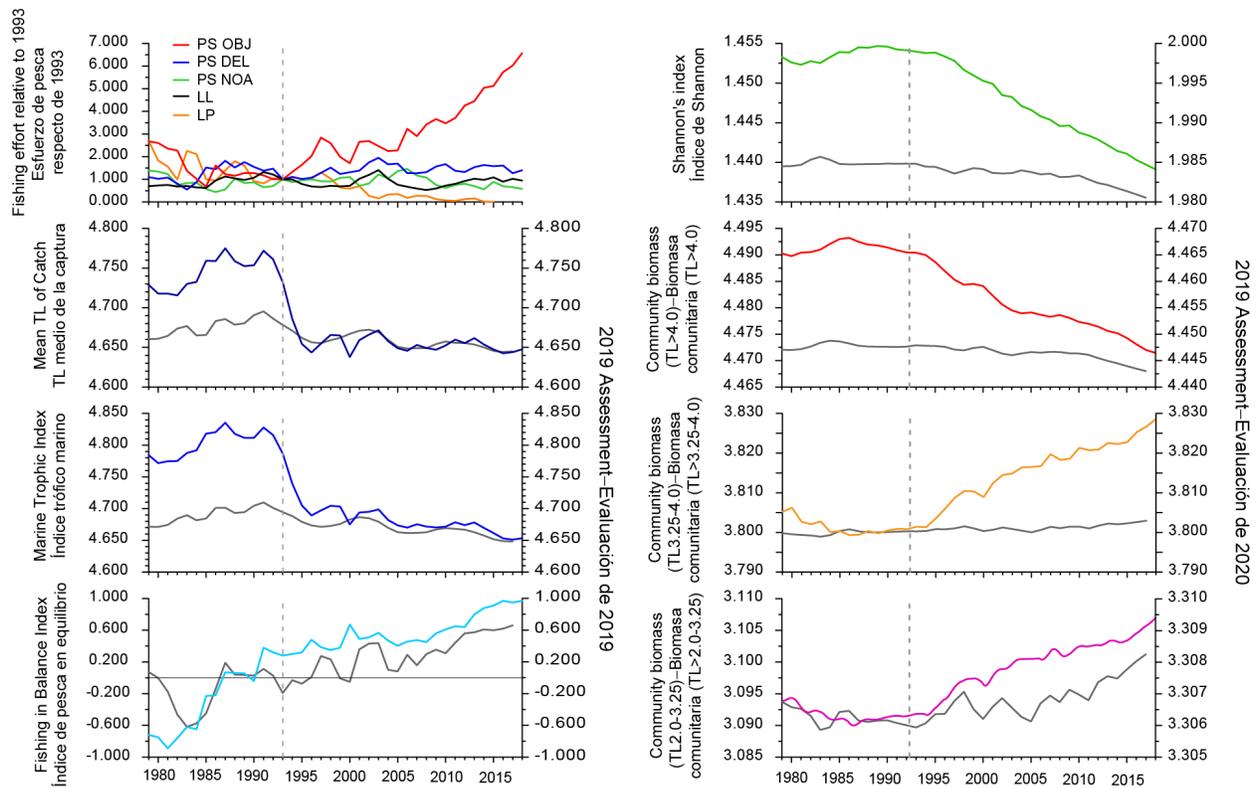


FIGURE 4. Annual values derived from a trophic mass-balance model of the eastern tropical Pacific Ocean ecosystem for seven ecological indicators that describe the changes in different components of the tropical EPO ecosystem, 1979–2018. The indicators include: mean trophic level of the catch, Marine Trophic Index, Fishing in Balance index, Shannon’s index and the mean trophic level of the community for trophic levels 2.0–3.25, 3.25–4.0, and >4.0. Solid gray lines on each graph show the results from the 2019 assessment, prior to new longline data being added. An index of fishing effort—represented as effort relative to the ecosystem model’s reference year of 1993—is shown for the same time period for purse-seine fisheries (OBJ, DEL, and NOA sets), the longline fishery, and the pole and line fishery. Vertical gray dashed lines denotes the approximate year (1993) when the purse-seine fishery began to change their fishing strategy to fish on artificial drifting floating objects.

FIGURA 4. Valores anuales derivados de un modelo trófico de balance de masas del ecosistema del Océano Pacífico oriental tropical para siete indicadores ecológicos que describen los cambios en diferentes componentes del ecosistema del OPO tropical, 1979-2018. Los indicadores son el nivel trófico medio de la captura, el índice trófico marino, el índice de pesca en equilibrio, el índice de Shannon y el nivel trófico medio de la comunidad para los niveles tróficos 2.0–3.25, 3.25–4.0 y >4.0. Las líneas grises sólidas de cada gráfica muestran los resultados de la evaluación de 2019, antes de la incorporación de nuevos datos de palangre. Se muestra un índice de esfuerzo de pesca, representado como el esfuerzo respecto del año de referencia del modelo ecosistémico de 1993, para el mismo periodo de tiempo para las pesquerías de cerco (lances OBJ, DEL y NOA), de palangre y de caña. Las líneas grises verticales de trazos indican el año aproximado (1993) en que la pesquería cerquera empezó a cambiar su estrategia de pesca para pescar sobre objetos flotantes artificiales a la deriva.

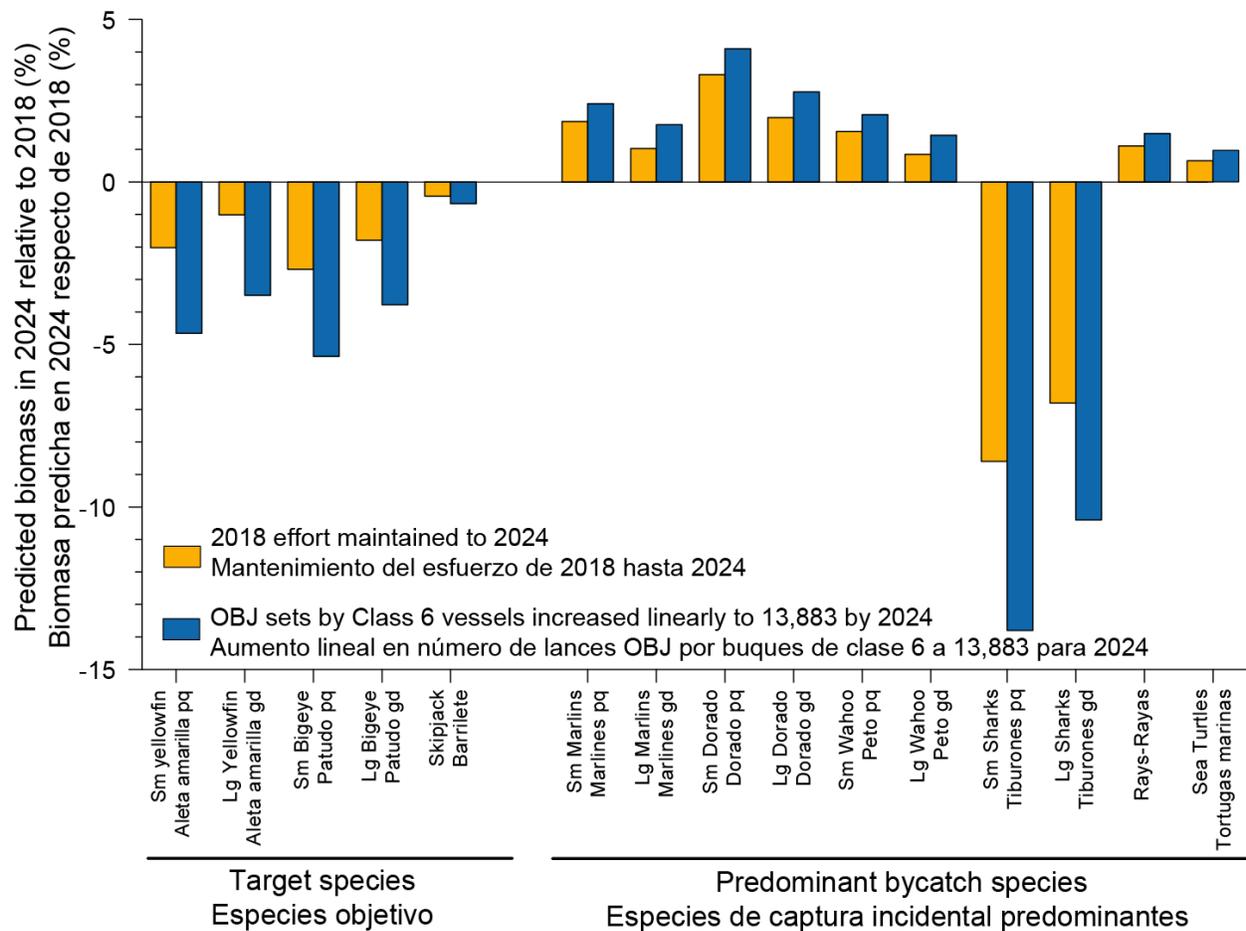


FIGURE 5. Ecosim predicted relative changes in the biomass of key functional groups representing principal target tuna species and predominant bycatch species caught by the purse-seine fishery in the eastern tropical Pacific Ocean in 2024 relative to 2018 under two hypothetical management scenarios. The scenarios included: 1) maintaining the *status quo* of 11,871 OBT sets in 2018 until 2024, and 2) imposing a linear increase in the number of OBT sets by Class 6 purse-seine vessels from 11,871 sets in 2018 to 13,883 in 2024. Effort for all other fisheries remained at their 2018 levels for both scenarios.

FIGURA 5. Cambios relativos predichos por Ecosim en la biomasa de grupos funcionales clave que representan las principales especies de atún objetivo y las especies de captura incidental predominantes capturadas por la pesquería cerquera en el Océano Pacífico oriental tropical en 2024 respecto de 2018, bajo dos escenarios hipotéticos de ordenación: 1) el mantenimiento del *statu quo* de 11,871 lances OBT en 2018 hasta 2024 y 2) un aumento lineal en el número de lances OBT por parte de buques cerqueros de clase 6, de 11,871 lances en 2018 a 13,883 en 2024. El esfuerzo de todas las demás pesquerías se mantuvo en su nivel de 2018 en ambos escenarios.

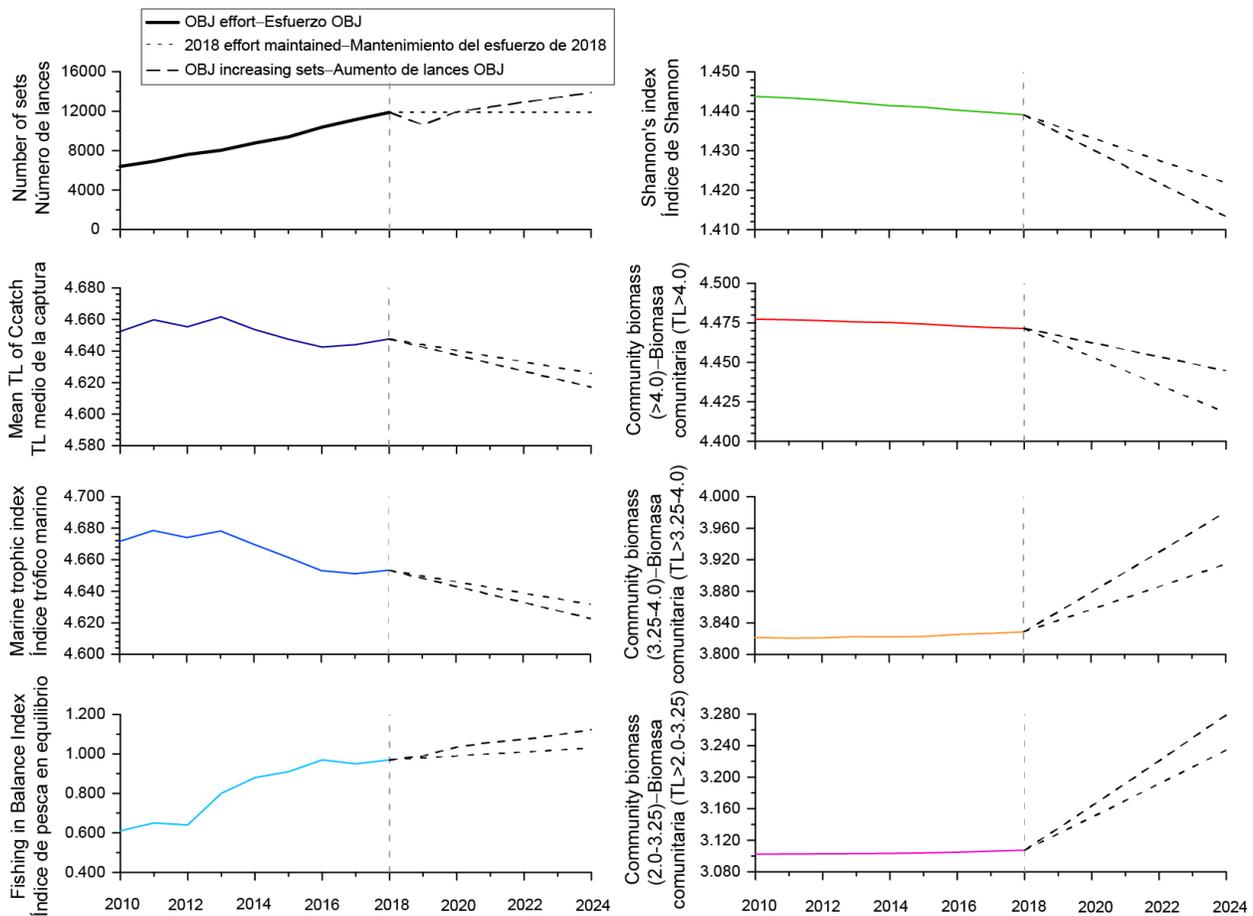


FIGURE 6. Estimated changes in annual values for seven ecological indicators after the simulation of two hypothetical scenarios changing the effort of the purse-seine fishery on floating objects (OBJ) over a 6-year period initiated in 2018 and concluding in 2024. The scenarios included: 1) maintaining the *status quo* of 11,871 OBJ sets in 2018 until 2024, and 2) imposing a linear increase in the number of OBJ sets by Class 6 purse-seine vessels from 11,871 sets in 2018 to 13,883 in 2024. Effort for all other fisheries remained at their 2018 levels for both scenarios. The vertical gray dashed lines denote the year (2018) when the simulations began.

FIGURA 6. Cambios estimados en los valores anuales de siete indicadores ecológicos tras simular dos escenarios hipotéticos en los que cambia el esfuerzo de la pesquería cerquera sobre objetos flotantes (OBJ) a lo largo de un periodo de 6 años que empieza en 2018 y termina en 2024: 1) el mantenimiento del *status quo* de 11,871 lances OBJ en 2018 hasta 2024 y 2) un aumento lineal en el número de lances OBJ por parte de buques cerqueros de clase 6, de 11,871 lances en 2018 a 13,883 en 2024. El esfuerzo de todas las demás pesquerías se mantuvo en su nivel de 2018 en ambos escenarios. Las líneas grises verticales de trazos indican el año (2018) en que empezaron las simulaciones.