

COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

COMITÉ CIENTÍFICO ASESOR  
DÉCIMA REUNIÓN

San Diego, California (EE. UU.)  
13-17 de mayo de 2019

DOCUMENTO SAC-10-11

PUNTOS DE REFERENCIA Y REGLAS DE CONTROL DE EXTRACCIÓN  
POTENCIALES PARA EL DORADO (*Coryphaena hippurus*) EN EL  
OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL

Juan L. Valero, Alexandre Aires-da-Silva, Mark. N. Maunder

ÍNDICE

Resumen .....	1
1. Introducción.....	1
2. Puntos de referencia: métricas y derivación .....	3
3. Puntos de referencia: referentes para la ordenación .....	6
4. Reglas de control de extracción.....	9
5. Discusión.....	10
6. Conclusión .....	12
Referencias.....	13

RESUMEN

El dorado es una de las especies más importantes capturadas en las pesquerías artesanales y recreativas de las naciones costeras del Océano Pacífico oriental (OPO), representando entre 47% y 70% de las capturas totales de esta especie a nivel mundial. El personal de la CIAT, a solicitud de los Estados Miembros costeros, facilitó investigaciones colaborativas regionales que resultaron en tres reuniones técnicas entre 2014 y 2016. Se realizó una evaluación exploratoria de la población de dorado (Aires-da-Silva *et al.*, 2016) y una evaluación de estrategias de ordenación (EEO) exploratoria para el OPO Sur (Valero *et al.*, 2016). Los datos disponibles para el dorado en el OPO Norte son más limitados, lo que dificulta el uso de evaluaciones de poblaciones convencionales. El personal de la CIAT ha desarrollado un enfoque de estimador de reducción mensual que podría ser utilizado como base para el asesoramiento de ordenación en estas situaciones de datos limitados si se dispone de datos de CPUE. En el presente informe se resumen los puntos de referencia y reglas de control de extracción potenciales que podrían considerarse para el dorado en el OPO.

1. INTRODUCCIÓN

El dorado (*Coryphaena hippurus*) está ampliamente distribuido en las aguas tropicales y subtropicales de los océanos del mundo. Es una de las especies más importantes capturadas en las pesquerías artesanales y recreativas de las naciones costeras del Océano Pacífico oriental (OPO), desde Chile en el sur hasta México en el norte. Las capturas anuales recientes de dorado en el OPO son de alrededor 71 mil toneladas (t), lo que representa entre 47% y 70% de las capturas totales de esta especie a nivel mundial. El alto valor

de las exportaciones de dorado también ha resultado en un interés creciente en la certificación y ecoetiquetado del producto para ciertas pesquerías. Esto, sumado a la demanda existente de una evaluación de la población de dorado, ya que la mayoría de las certificaciones pesqueras exigen evaluaciones exhaustivas de las poblaciones y un sistema de ordenación en vigor, incluyendo puntos de referencia (objetivo y límite) y reglas de control de extracción<sup>1</sup>. El personal de la CIAT, a solicitud de los Estados Miembros costeros, facilitó investigaciones colaborativas regionales que resultaron en tres reuniones técnicas en 2014 (CIAT, 2015), 2015 (CIAT, 2016) y 2016. Se consideró que los datos disponibles para el OPO Sur eran suficientes para realizar una evaluación exploratoria del "núcleo" de la población de dorado (Aires-da-Silva *et al.*, 2016), así como una evaluación exploratoria de estrategias de ordenación (EEO) para el OPO Sur (Valero *et al.*, 2016). Los datos disponibles para el OPO Norte son más limitados, lo que dificulta el uso de evaluaciones de poblaciones convencionales. El personal también desarrolló un enfoque de estimador de reducción mensual (Maunder *et al.*, 2016) que podría ser utilizado como base para el asesoramiento de ordenación en estas situaciones de datos limitados, si se dispone de datos de CPUE. Aunque este informe se enfoca en los puntos de referencia y reglas de control de extracción potenciales para el dorado, éstos no pueden ser considerados por sí mismos sin entender otros elementos del sistema de ordenación, tales como evaluaciones de poblaciones y estrategias de extracción que están en vigor o alternativas que pueden considerarse. En las siguientes secciones se presenta un breve resumen de la evaluación exploratoria de la población, la EEO exploratoria y el trabajo de reducción mensual como contexto para la discusión de posibles puntos de referencia y reglas de control de extracción para el dorado en el OPO.

### **1.1. Evaluación exploratoria de la población de dorado en el OPO Sur**

Se realizó una evaluación exploratoria de la población de dorado en el OPO Sur (Aires-da-Silva *et al.*, 2016), considerada la "región núcleo" de la población de dorado en el OPO. En esta región, el dorado es principalmente objetivo de pesquerías palangreras artesanales en Perú y Ecuador, pero la especie también es capturada incidentalmente en las pesquerías atuneras de cerco. La evaluación fue implementada en *Stock Synthesis* (SS) con intervalos mensuales de tiempo para los años 2007-2014, ajustando a datos de composición por talla de sexos combinados de Perú y datos de captura incidental cerquera y composición por talla por sexo individual y de CPUE de Ecuador. El intervalo mensual de tiempo permitió que la reducción causada por capturas (de Perú y Ecuador, y la captura incidental cerquera) y medida por la CPUE informara las estimaciones de abundancia absoluta. Este trabajo sintetizó los conocimientos de la dinámica poblacional del dorado y su historial de explotación en el OPO Sur, sin sacar conclusiones sobre la condición de la población pues no se han definido puntos de referencia, objetivo o límite, para el dorado en el OPO. No obstante, algunas cantidades de ordenación se presentaron y discutieron para consideración. Los resultados mostraron que las capturas recientes estuvieron cerca de las estimaciones de rendimiento máximo sostenible (RMS<sup>2</sup>) de la evaluación de la población, y que la curva de rendimiento por recluta (RPR) era muy plana, con la mortalidad por pesca necesaria para lograr el RMS definida inadecuadamente.

### **1.2. EEO exploratoria del dorado en el OPO Sur**

Se utilizó una versión simplificada del modelo SS usado para la evaluación exploratoria (Aires-da-Silva *et*

---

<sup>1</sup> Nota: el proceso de evaluación para la certificación por el Marine Stewardship Council de la pesquería palangrera de dorado en Ecuador anunció en febrero de 2019 que, ya que no se dispone de puntos de referencia para evaluar la condición de la población objetivo, se seguirá un marco de evaluación de riesgos (RBF, por sus siglas en inglés) (MSC, 2019).

<sup>2</sup> Definido como la captura o rendimiento promedio máximo a largo plazo que se puede extraer de una población o un complejo de poblaciones con mortalidad por pesca constante bajo las condiciones ecológicas y ambientales prevalentes con el reclutamiento mantenido en niveles promedio

al. 2016) como modelo operativo para la EEO (Valero *et al.* 2016). El trabajo exploratorio se centró en probar la estrategia de ordenación actual, que se basa en vedas estacionales, y alternativas que incluyen diferentes vedas y aperturas mensuales, límites de talla de los peces en la captura, y tasas de mortalidad por descarte. La dinámica de la población y de la pesquería se proyectaron para 2015-2019 bajo estrategias de extracción y tasas de mortalidad por descarte alternativas. Las estrategias de extracción alternativas también se evaluaron retrospectivamente para 2007-2014. Se realizaron análisis de RPR para describir el RPR esperado y el cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio*, SBR<sup>3</sup>) en función de la edad de ingreso a la pesquería y la mortalidad por pesca ( $F$ ) anual. Hubo soluciones de compromiso (*tradeoffs* en inglés) entre el SBR y el rendimiento para estrategias basadas en aperturas y vedas estacionales alternativas y límites de talla mínima con diferentes supuestos respecto a las tasas de mortalidad por descarte de peces de talla inferior a la mínima. Los efectos generales de las vedas y aperturas estacionales alternativas sobre el SBR y el rendimiento total son similares. Sin embargo, las aperturas estacionales tardías aumentan el SBR sin una reducción notable del rendimiento esperado, mientras que las vedas tempranas aumentan el SBR, pero a expensas de captura reducida. Los análisis de RPR mostraron que la edad de ingreso que producirá el RPR máximo es alrededor de 10 meses, con base en la  $F$  anual estimada por la evaluación. Eso significaría que una apertura alrededor de octubre-noviembre sería consistente con las consideraciones de RPR. La edad de ingreso consistente con el RPR máximo sería más alta con una  $F$  más alta que la estimada por la evaluación exploratoria. Se espera que el SBR aumente con límites de talla mínima, mientras que se espera que el rendimiento aumente con una mortalidad por descarte nula o moderada y disminuya con una mayor mortalidad por descarte. Suponiendo una mortalidad por descarte moderada, se espera que un aumento de los límites de talla mínima resulte en un aumento del SBR, pero a expensas de un rendimiento reducido.

### 1.3. Estimador de reducción mensual

Los datos disponibles para el OPO Norte son más limitados, lo que dificulta el uso de evaluaciones de poblaciones convencionales. Maunder *et al.* (2016) desarrollaron un estimador de reducción que usa captura y CPUE mensuales para estimar la abundancia absoluta y la reducción. Este enfoque consiste en modelos simples de complejidad progresiva, desde una simple regresión log-lineal de la CPUE mensual dentro del año, similar a un análisis de curva de captura, hasta un estimador de reducción mensual que tiene varias modificaciones similares a las utilizadas en el modelo integrado completo de SS.

## 2. PUNTOS DE REFERENCIA: MÉTRICAS Y DERIVACIÓN

Existe una gran variedad de puntos de referencia, que pueden dividirse en varias categorías en función de su métrica (por ejemplo, biomasa, mortalidad por pesca, empírica), derivación (por ejemplo, estimados por modelos, sustitutos) y otros factores. Valero *et al.* (2017) revisaron puntos de referencia y reglas de control de extracción para recursos marinos y su aplicabilidad a atunes y peces picudos; en la presente se resumen aquéllos que consideramos relevantes para el dorado en el OPO.

### 2.1. Puntos de referencia de biomasa

Los puntos de referencia de biomasa pueden utilizarse como referencia para evaluar si una población se encuentra sobrepescada. Aunque se pueden estimar diferentes cantidades de biomasa para una población (por ejemplo, total, madura, vulnerable, reproductora incluyendo ambos sexos, biomasa reproductora femenina), típicamente la biomasa reproductora femenina o total es la métrica que se usa para los puntos de referencia. La justificación es que la biomasa reproductora está más directamente relacionada con el reclutamiento, y los puntos de referencia límite se definen a menudo en términos de reclutamiento reducido. Dado que las acciones de ordenación no controlan directamente la biomasa, la biomasa de la

---

<sup>3</sup> La razón de la biomasa reproductora actual a aquella de la población sin pesca ( $S_{\text{actual}}/S_0$ )

población con respecto a los puntos de referencia de biomasa se suele utilizar para poner en marcha acciones de ordenación que afectan los límites de captura, el esfuerzo pesquero o la  $F$  (Sainsbury, 2008). Existen varios puntos de referencia de biomasa (Tabla 1), y su uso ha variado alrededor del mundo. Para dos poblaciones de atunes tropicales (patudo y aleta amarilla), el personal de la CIAT evalúa la condición de la población con base en cálculos basados en biomasa reproductora y RMS estimados por modelos integrados de evaluaciones anuales (evaluaciones de referencia cada tres años aproximadamente, evaluaciones actualizadas en los años intermedios). La evaluación exploratoria de la población de dorado (Aires-da-Silva *et al.*, 2016) estimó la biomasa y las cantidades relacionadas con el RMS. El SBR puede considerarse como una cantidad estática (sSBR), ya que está relacionado con el estatus de equilibrio de la población en ausencia de pesca, o como cantidad dinámica (dSBR), calculada como la razón de la biomasa reproductora al inicio de la temporada de desove con pesca a la biomasa en ausencia de pesca (Wang *et al.* 2009).

En el modelo de caso base de la evaluación exploratoria del dorado (Aires-da-Silva *et al.*, 2016), el sSBR se calculó como la razón de la biomasa reproductora en un año dado a aquella de la población en ausencia de pesca, ambas medidas al principio de la temporada de desove (noviembre). Las estimaciones de sSBR fueron bastante estables durante el periodo de evaluación, con un promedio de aproximadamente 0.20 (Figura 1), lo que coincide con la estimación del modelo de caso base del sSBR correspondiente al RMS (sSBR<sub>RMS</sub>; Tabla 3). El uso del método dinámico (dSBR) produjo estimaciones más altas que el sSBR (Figura 2). La estimación de caso base del modelo exploratorio de 2016 del RMS de dorado en el OPO Sur fue 89,211 toneladas (t), que está por encima de la captura total anual máxima registrada de unas 76,000 t (Aires-da-Silva *et al.*, 2016). Sin embargo, debido a que la curva de rendimiento es plana, la  $F$  necesaria para alcanzar el RMS se estimó en tres veces la  $F$  actual (ver siguiente sección). Las estimaciones de RMS y SBR son sensibles a los supuestos del modelo sobre mortalidad natural ( $M$ ), capturabilidad y selectividad (Tabla 3).

## 2.2. Puntos de referencia basados en $F$

A pesar de que los procesos biológicos pertinentes a la productividad y sostenibilidad de las poblaciones están más relacionados con la biomasa de la población (y su relación con la abundancia y la densidad), la  $F$  (y su relación con los límites de captura o esfuerzo de pesca) está más directamente bajo el control de la ordenación que la biomasa. La biomasa también puede fluctuar en parte debido a factores externos al control de ordenación, tales como influencias ambientales sobre procesos como el reclutamiento, la mortalidad natural y el crecimiento. Existe una variedad de puntos de referencia alternativos a  $F$  (Tabla 2) y su uso ha variado alrededor del mundo. Por ejemplo, los Estándares Nacionales de Estados Unidos requieren que la  $F$  de cada población de peces no exceda  $F_{RMS}$ , que es un punto de referencia límite; en contraste, la CIAT estableció  $F_{RMS}$  como punto de referencia objetivo para los atunes tropicales.

La curva de rendimiento resultante del análisis de RPR para el dorado (Aires-da-Silva *et al.* 2016) es muy plana, y la  $F$  que maximiza el RPR ( $F_{MAX}$ ) es tres veces mayor que la  $F$  actual (multiplicador de  $F \approx 3$ ) (Figura 4). No se recomienda una estrategia de pesca que busque maximizar el RPR, ya que aumentar la  $F$  por un factor de tres resultaría en pequeñas ganancias en el rendimiento. Se puede utilizar una gama de sustitutos y alternativas si no se pueden estimar  $F_{MAX}$ ,  $F_{RMS}$  o RMS de forma fiable. Por ejemplo, el CIEM establece puntos de referencia límite para la  $F$  seleccionando un punto de referencia límite precautorio ( $F_{pa}$ ) que se espera que resulte en una probabilidad muy baja de exceder el límite de  $F$  previsto ( $F_{lim}$ ) al tener en cuenta la incertidumbre de la estimación (CIEM, 2003). Existen otras posibilidades, como  $F_{0.1}$  (la  $F$  correspondiente a 1/10 de la pendiente de la curva de RPR en el origen) y  $F = x\%M$  ( $F$  establecida en  $x\%$  de  $M$ ), dependiendo de los datos y análisis disponibles (Tabla 2). La evaluación exploratoria del dorado (Aires-da-Silva *et al.* 2016) estimó una  $F$  anual de entre 0.53 y 0.85 durante 2007-2014, con una  $M$  anual supuesta de 1. Niveles alternativos de  $F$  afectarían el momento y duración de la temporada de pesca (Figura 5), un componente

de la ordenación pesquera actual del dorado en el OPO.

### 2.3. Puntos de referencia empíricos

Aunque los puntos de referencia basados en biomasa y en  $F$  pueden relacionarse con procesos poblacionales y pesqueros mediante justificaciones formales, no se miden directamente, sino que se estiman usando modelos. Los modelos de evaluación de poblaciones pueden estar mal especificados y/o sesgados (Maunder y Piner, 2015), con impactos potenciales sobre la fiabilidad de los puntos de referencia estimados (Hilborn 2002). Los puntos de referencia empíricos se centran en las cantidades que pueden medirse más o menos directamente, como la captura, el esfuerzo de pesca, tasas de captura, la duración de la temporada de pesca, la talla de los peces en la captura (por ejemplo, la talla promedio de los peces o un valor percentil), la distribución espacial de la población o el uso del hábitat (por ejemplo, zonas de desove), y la proporción de sexos (Sainsbury 2008, Clarke y Hoyle 2014). El atractivo de los puntos de referencia empíricos no es sólo que se derivan de observaciones/estimaciones más directas que los basados en  $F$  o biomasa, sino que también se comprenden y comunican fácilmente y son, en teoría, al menos logísticamente, más fáciles de implementar. Sin embargo, una dificultad con el uso de puntos de referencia empíricos es la justificación de su construcción. Intuitivamente, los puntos de referencia límite basados en cuantiles históricos (por ejemplo, la CPUE inferior, o el percentil de 5% de los niveles de la CPUE) podrían ser razonables si la población se recuperara de esos niveles. Sin embargo, la CPUE histórica más baja o la  $F$  más alta pueden haber ocurrido en sólo unos pocos años, o en condiciones ambientales particulares que permitieron la recuperación, y pueden ser inapropiadas en otros años. Los objetivos podrían basarse en la CPUE estimada de la pesquería cuando estaba sana, o en factores sociales, económicos u otros: por ejemplo, un punto de referencia límite podría basarse en CPUE que no son rentables, o un punto de referencia objetivo en CPUE que maximizan las ganancias.

La única evaluación existente de la población de dorado en el OPO es el estudio exploratorio de Aires-da-Silva *et al.* (2016), y es sólo para el OPO Sur; por lo tanto, los puntos de referencia empíricos son de interés. Las dos secciones siguientes se centran en dos posibilidades basadas en los datos disponibles para la mayoría de las pesquerías de dorado: CPUE de palangre y talla de los peces.

#### 2.3.1. CPUE

La tasa de captura es un indicador básico en la ordenación pesquera, usado normalmente como índice de abundancia de poblaciones dentro de un modelo de evaluación de poblaciones. Sin embargo, se ha usado como base para puntos de referencia empíricos: puntos de referencia se han basado en tasas de captura comercial para la langosta espinosa de Nueva Zelanda (Starr *et al.*, 1997) y la merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) australiana (Tuck *et al.* 2001), mientras que las tasas de captura de estudios en lugares fijos durante un periodo histórico considerado sostenible han sido la base de los puntos de referencia del abulón (Worthington *et al.* 2002). Punt *et al.* (2001) evaluaron puntos de referencia empíricos alternativos para el pez espada australiano, incluyendo tasas de captura, y descubrieron que no funcionan bien, ya sea porque son demasiado sensibles o porque no son lo suficientemente sensibles a los cambios en los niveles de poblaciones. Una regla de decisión alternativa para la misma población de pez espada (Davies *et al.* 2007) demostró ser robusta para incorporar un enfoque jerárquico de decisión para identificar acciones de ordenación dados los procesos detrás del cambio en los indicadores empíricos (es decir, crecimiento, reclutamiento o dinámica de la pesca). También en Australia, se utilizaron umbrales de tasas de captura para poner en marcha acciones de ordenación para poblaciones de valor bajo o con pocos datos (Dowling *et al.* 2008). El personal de la CIAT propuso usar tasas de captura estandarizadas para los lances cerqueros sobre objetos flotantes para evaluar y gestionar tiburones sedosos (Aires-da-Silva *et al.* 2014), y otros indicadores de condición de población para los atunes barrilete (Maunder, 2017), patudo (Maunder *et al.* 2018) y aleta amarilla (Minte-Vera *et al.* 2019), algunos de los cuales podrían orientar el desarrollo de puntos de referencia empíricos alternativos.

Se dispone de datos mensuales de CPUE de las pesquerías palangreras de dorado en el OPO, o se podrían recolectar con relativa facilidad, para usarlos como base para los puntos de referencia. La pesquería palangrera artesanal en Ecuador explota principalmente una sola cohorte de entre 10 y 16 meses de edad de octubre a abril (Aires-da-Silva *et al.* 2016); por lo tanto, la CPUE palangrera mensual representa la abundancia relativa, en números, de la cohorte en ese mes. Esto es similar al análisis de la curva de captura, pero usa CPUE en lugar de proporción por edad en la captura para medir la abundancia relativa de una cohorte a medida que envejece durante el año. Maunder *et al.* (2016) usaron datos mensuales de CPUE palangrera de Ecuador para ilustrar el uso de un estimador de reducción mensual. Durante los años de pesca (julio a junio) 2009-2013, la CPUE mensual disminuyó de valores máximos en octubre a valores mínimos en abril<sup>4</sup> (Figura 6), cuando eran en promedio 0.126 de su valor de octubre (Tabla 4), oscilando entre 0.048 en 2009 y 0.267 en 2011 (Tabla 4). Sin embargo, se esperaría que la CPUE disminuyera sustancialmente incluso en ausencia de pesca, dada la alta  $M$  del dorado: por ejemplo, la CPUE en abril sería 0.6 de su valor en octubre si  $M = 1 \text{ año}^{-1}$  (la  $M$  supuesta en la evaluación de caso base de dorado de 2015, Aires-da-Silva *et al.*, 2016) y sin pesca (Figura 6). Recalcular la reducción como razón de la reducción esperada en ausencia de pesca durante 2009-2013 dio como resultado una reducción a 0.208 con  $M = 1 \text{ año}^{-1}$ , 0.343 con  $M = 2 \text{ año}^{-1}$  y 0.162 con  $M = 0.5 \text{ año}^{-1}$  (Figura 7; Tabla 5).

### 2.3.2. Talla de los peces

Punt *et al.* (2001) evaluaron puntos de referencia empíricos alternativos para el pez espada australiano, incluyendo tasas de captura, percentiles de distribución por talla de los peces en la captura, y percentiles de la distribución por peso de los peces en la captura. El personal ha usado el peso crítico<sup>5</sup> en sus Informes de Evaluación de Poblaciones; se compara con el peso promedio en la captura total y el peso promedio en cada pesquería, predicha por el modelo de evaluación de poblaciones (Maunder, 2003). Indicadores de población basados en la talla de los peces en la captura con respecto a la talla de madurez, talla óptima para rendimiento máximo, y conservación de individuos grandes (Cope y Punt, 2009), se han utilizado para el atún barrilete del Atlántico (CICAA, 2014).

Los datos de composición por talla de Ecuador muestran la clara predominancia y progresión de una sola cohorte de dorado a lo largo de los meses de cada año de pesca (Aires-da-Silva *et al.*, 2016). Los dorados más pequeños (40-60 cm TF) comienzan a ser reclutados a la pesquería en junio-julio, y esta nueva cohorte es entonces el objetivo de la pesquería hasta el fin de la temporada de pesca alrededor del marzo-abril. La talla promedio de los peces en la captura aumenta paulatinamente a medida que avanza la temporada y la pesquería se dirige a una cohorte individual que está creciendo en tamaño (Aires-da-Silva *et al.*, 2016). Ocurre una reducción brusca del tamaño promedio de los peces en la captura hacia el fin de la temporada de pesca, a medida que los reclutas de la cohorte siguiente ingresan a la pesquería. Desde 2011 en Ecuador y 2014 en Perú, la pesquería se mantiene cerrada desde abril hasta finales de octubre. El corto ciclo de vida del dorado, y la naturaleza anual de su dinámica poblacional, complican el uso de la talla promedio de los peces en la captura como punto de referencia potencial.

## 3. PUNTOS DE REFERENCIA: REFERENTES PARA LA ORDENACIÓN

Los puntos de referencia, independientemente de su tipo y método de cálculo, son referentes usados para determinar la condición de poblaciones de peces con respecto a condiciones deseables e indeseables, definidas por puntos de referencia objetivo y límite, respectivamente. Varios otros puntos de referencia, tales como puntos de umbral/activación (condiciones intermedias que pueden requerir acciones

---

<sup>4</sup> No se incluyeron en el presente análisis los otros meses, cuando la pesquería no está dirigida plenamente al dorado

<sup>5</sup> El peso correspondiente a la edad crítica (la edad a la cual las ganancias por crecimiento compensan las pérdidas por mortalidad natural, y el rendimiento de la pesquería es por lo tanto máximo)

adicionales de ordenación) y objetivos de recuperación (para poblaciones reducidas), están disponibles para la ordenación (por ejemplo, Valero *et al.*, 2017), pero actualmente no son relevantes para el dorado.

### 3.1. Puntos de referencia objetivo (PRO)

Los puntos de referencia objetivo (PRO) reflejan los objetivos económicos, sociales o políticos de la pesquería; por lo tanto, los gerentes y otros interesados normalmente juegan un papel en la identificación de PRO candidatos relacionados con los objetivos de ordenación. Generalmente, los objetivos de ordenación de las Organizaciones Regionales de Ordenación Pesquera (OROP) atuneras se basan en la "utilización óptima" o en la "conservación a largo plazo y el uso sostenible" (Anónimo, 2015), por lo que los PRO se sitúan generalmente en torno a niveles de  $F$  que logran rendimientos altos o tasas de captura altas, al tiempo que evitan los puntos de referencia límite (PRL). En un taller patrocinado por la *International Seafood Sustainability Foundation* (ISSF) en 2013, hubo un debate considerable sobre si  $F_{RMS}$  debería ser considerada como un punto de referencia objetivo o límite (Anónimo, 2013). El consenso fue que, si hay poco o ningún análisis cuantitativo de la incertidumbre,  $F_{RMS}$  debería usarse como PRL, aunque tanto éste como  $B_{RMS}$ <sup>6</sup> se usan como PRO o PRL en algunos casos (por ejemplo, atunes tropicales en la CIAT, IOTC). Si la incertidumbre está bien cuantificada, el uso de  $F_{RMS}$  como PRO tiene potencial, con consideraciones apropiadas del riesgo; sin embargo, si hay poco o ningún análisis cuantitativo de la incertidumbre de su incorporación en las RCE, o cuando  $F_{RMS}$  se determina suponiendo conocimiento perfecto, se ha recomendado utilizar  $F_{RMS}$  como un PRL (Anónimo, 2015). Siguiendo este razonamiento, se debe considerar un colchón precautorio entre  $F_{RMS}$  y  $F$  objetivo. Por otra parte, en la mayoría de las situaciones, se espera que el uso de  $F_{RMS}$  como un PRL sea muy cauteloso, ya que  $F_{RMS}$  no suele estar asociado con estar más allá de los límites biológicamente seguros. Dados los supuestos de variabilidad y pendiente del reclutamiento, se podría esperar un rango potencialmente amplio de niveles de biomasa en  $F_{RMS}$ , por lo que si  $F_{RMS}$  debería ser considerada un PRL o un PRO probablemente decidirse individualmente para cada caso (Anónimo, 2015).

Actualmente, no se han establecido puntos de referencia objetivo para el dorado en el OPO. El nivel de especificidad en los objetivos de ordenación para las pesquerías de dorado varía enormemente a lo largo de la región. Ecuador (SRP-MAGAP, 2013) y Perú (PRODUCE, 2016) tienen planes de ordenación en marcha, con el objetivo general de "garantizar la conservación y uso sostenible" del dorado en sus aguas jurisdiccionales. A pesar de que ninguno de los planes menciona explícitamente el RMS, y aunque hasta ahora la ordenación se ha basado en acciones a nivel nacional, la ordenación de otras especies en el OPO, como los atunes tropicales, ha usado PRO basados en  $B_{RMS}$  y  $F_{RMS}$  (IATTC, 2016b). La evaluación exploratoria de 2015 (Aires-da-Silva *et al.*, 2016) estimó que las capturas anuales de dorado en el OPO Sur, con un máximo registrado de unas 76,000 t, habían estado por debajo del RMS estimado de 89,211 t, mientras que los SBR (tanto estáticos como dinámicos) se mantuvieron bastante estables a lo largo del periodo de evaluación, promediando entre 0.20 y 0.25 (Figura 1 y Figura 2), que es cercano a las estimaciones de  $SBR_{RMS}$  del modelo de caso base (Tabla 3). Si se consideraran PRO basados en el RMS para el dorado en el OPO, existe el problema de cómo determinar tanto los PRO como las estimaciones correspondientes (ya sea  $F$  o biomasa) para compararse con el PRO para determinar la condición. A diferencia de los atunes tropicales, con sus evaluaciones de referencia cada tres años (para patudo y aleta amarilla; el barrilete depende del patudo) y evaluaciones actualizadas en el intermedio, sólo ha habido una evaluación exploratoria inicial para el dorado, y únicamente para el OPO Sur (Aires-da-Silva *et al.*, 2016), y no se ha repetido ni actualizado desde entonces. Cada año, las pesquerías de dorado se centran principalmente en una cohorte que atraviesa la población y las pesquerías, dejando casi nada de esa cohorte para el año siguiente. Aires-da-Silva *et al.* (2016) usaron datos de hasta finales de 2014, lo que significa que cuando se

---

<sup>6</sup> La biomasa ( $B$ ) de una población capaz de producir el rendimiento máximo sostenible (RMS)

presentó el estudio en la reunión SAC-07 en mayo de 2016, muy pocos, si es que alguno, de los peces de la cohorte de 2014 seguían con vida. En vista de la rápida dinámica y variabilidad de la población de dorado (casi una especie anual), sus pesquerías (las pesquerías de países adyacentes pueden tener descargas diametralmente opuestas en el mismo año) y su ambiente ecológico (CPUE influenciada por condiciones oceanográficas (Martínez-Ortiz, 2015; Torrejón-Magallanes, 2018), análisis adicionales y actualizados son esenciales.

Si se basaran los PRO en consideraciones de RPR, sería más apropiado usar  $F_{0.1}$  (la mortalidad por pesca correspondiente al 1/10 de la pendiente de la curva de RPR en el origen) que  $F_{RMS}$ , dada la planitud de la curva de producción (Figura 4). Otras alternativas, tales como  $F = x\%M$  ( $F$  establecida en  $x\%$  de  $M$ ), son posibles, así como otras basadas en datos y análisis disponibles en diferentes países o regiones (Tabla 2).

Los PRO también podrían basarse en consideraciones empíricas, como el nivel de la reducción de la CPUE con respecto a la CPUE en una fecha fija al principio de la temporada, ya sea reducción total (Figura 6, Tabla 4) o reducción con respecto a la esperada en ausencia de pesca (Figura 7, Tabla 5).

### 3.2. Puntos de referencia límite (PRL)

Los puntos de referencia límite tienen por objeto reflejar los límites biológicos de la explotación sostenible. Por lo tanto, corresponde a los científicos identificar y proporcionar asesoramiento objetivo sobre los PRL candidatos, teniendo en cuenta procesos indeseables como reclutamiento reducido y descompensación (impactos negativos desproporcionadamente grandes sobre poblaciones de baja abundancia). Sin embargo, en algunos casos el PRL también podría establecerse con base en factores socioeconómicos como tasas de captura que no son rentables. Idealmente, las poblaciones deberían gestionarse de manera que haya una probabilidad muy baja (pero no nula) de que se alcance el PRL (Clarke y Hoyle, 2014); sin embargo, la probabilidad no debería ser demasiado baja, ya que las probabilidades estimadas en el extremo de la distribución son notoriamente inciertas. Los riesgos y las acciones de ordenación asociados con acercarse a, o alcanzar, un PRL deben ser reconocidos, discutidos y acordados, incluso si no se ha alcanzado un PRL.

Myers *et al.* (1994) evaluaron PRL alternativos de biomasa reproductora para 71 poblaciones, y definieron la sobrepesca de reclutamiento como un reclutamiento seriamente reducido. Aunque advirtieron que ningún método funcionó bien en todas las circunstancias, por lo que la generalización fue difícil, recomendaron un PRL de biomasa de  $50\%R_{max}$  (biomasa asociada a 50% del reclutamiento promedio máximo predicho). Esto corresponde a menudo a niveles límite muy bajos de biomasa reproductora, desde 10% a menos de  $5\%B_0$ , para una amplia gama de ciclos vitales (Myers *et al.* 1994); para el patudo y aleta amarilla en el OPO corresponde a  $7.7\%B_0$  (suponiendo una pendiente de la población-reclutamiento ( $h$ ) de 0.75; Maunder y Deriso, 2014). Sainsbury (2008) argumentó que, aunque la biomasa reproductora correspondiente a  $50\%R_{max}$  es comprensiblemente un límite que debe evitarse (por ejemplo, la definición de la FAO de una población sobrepescada de reclutamiento que muestra un reclutamiento promedio significativamente reducido), establecería el PRL a un nivel en el que el impacto de la población ya ha ocurrido. Otros organismos de ordenación (por ejemplo, CIEM 2003) han adoptado un enfoque más conservador, definiendo un PRL de biomasa reproductora de forma que no se reduzca el reclutamiento promedio, en lugar de reducirlo en 50% como en el  $50\%R_{max}$  (Sainsbury, 2008). El origen del  $20\%B_0$  como PRL comúnmente utilizado para definir poblaciones sobrepescadas se remonta a la década de 1980 (Beddington y Cooke, 1983). La razón era evitar que las poblaciones llegaran a niveles lo suficientemente bajos como para causar daños graves, quizás irreversibles, a los procesos biológicos que pondrían en peligro la sostenibilidad a largo plazo de la población. Myers *et al.* (1994) analizaron el  $20\%B_0$  como un PRL y encontraron que era un límite razonable para la sobrepesca de reclutamiento bajo las definiciones usadas por el CIEM (2000) y Cooke (1984), dado que corresponde a una pequeña reducción en el reclutamiento. Myers *et al.* (1994) utilizaron principalmente poblaciones productivas para su trabajo; trabajos posteriores (Mace *et al.*, 2002)



encontraron que un límite más apropiado para poblaciones menos productivas es  $30%B_0$ . El estudio de Preece *et al.* (2011) fue la base para la implementación de la WCPFC de PRL de  $20%B_0$  límite, que se refiere tanto a Beddington y Cooke (1993) como a Myers *et al.* (1994). En Nueva Zelanda, el uso de  $20%B_0$  como un PRL afecta la definición de  $B_{RMS}$ , requiriendo que las poblaciones no caigan por debajo de  $20%B_0$  más de 10% del tiempo bajo una estrategia de extracción de RMS (Sullivan *et al.*, 2005). Esto resulta en un PRO de biomasa mayor que el calculado a partir de las curvas de rendimiento solamente.

La principal preocupación de que una población esté por debajo de  $20%B_0$  es la reducción del reclutamiento. Excepto en el caso de las poblaciones con los valores de pendiente más bajos, en ese nivel no se espera una pérdida significativa de rendimiento; de hecho, el rendimiento en  $20%B_0$  es muy cercano al RMS para la mayoría de las poblaciones. Por ejemplo, Thorson *et al.* (2012) encontraron que  $B_{RMS}$  osciló entre  $26-46%B_0$  para un rango de 147 poblaciones, con valores  $SB_{RMS}/SB_0$  más bajos para Clupeiformes y Perciformes y más altos para Gadiformes y Scorpaeniformes. Para las poblaciones de atunes evaluadas por el personal de la CIAT,  $SB_{RMS}/SB_0$  es de 0.21 para el patudo y 0.27 para el aleta amarilla (Valero *et al.*, 2017); para el dorado, la evaluación de 2015 (Aires-da-Silva *et al.* 2016) estimó  $SB_{RMS}/SB_0 = 0.20$  (Tabla 3).

Otras posibles preocupaciones sobre la reducción del tamaño de las poblaciones son la descompensación, la disminución del reclutamiento, los cambios en la distribución o los cambios ecológicos. Algunos de los efectos potenciales más graves pueden ser descompensantes si las poblaciones se reducen a abundancias lo suficientemente bajas como para que la supervivencia y/o el reclutamiento se vean afectados de una manera que no sea proporcional a la reducción de la abundancia o la densidad, por ejemplo, interfiriendo con las posibilidades de encontrar pareja (efecto Allee; ver Liermann y Hilborn, 2001), aumento de la depredación sobre las crías al mismo nivel de presión de depredación (Liermann y Hilborn, 2001), o invasión de nichos por otras especies (Utne-Palm *et al.*, 2010). Varios estudios han explorado la evidencia de mecanismos descompensantes en el reclutamiento en una amplia gama de poblaciones (ver análisis de Valero *et al.*, 2017). En resumen, las poblaciones que han sido llevadas a una baja abundancia casi siempre se recuperan cuando se reduce la presión pesquera, tal y como se predice en los modelos no descompensantes. También hay pruebas de que la productividad de las poblaciones se ve comúnmente afectada por los cambios en los regímenes ambientales (Vertpre *et al.* 2013). Aunque existen pruebas de que algunas poblaciones, como el atún aleta azul del Pacífico (ISC, 2016), pueden recuperarse de abundancias muy bajas (menos de  $1%B_0$ ), hay muy pocas poblaciones con datos adecuados para estudios de descompensación, por lo que no se puede descartar la descompensación en tamaños de poblaciones tan bajos (Hilborn *et al.*, 2014).

En resumen, no hay pruebas concluyentes que apoyen ningún nivel particular de reducción de biomasa reproductora como un PRL apropiado, para el dorado o cualquier otra especie, por lo que cualquier PRL es al menos parcialmente arbitrario. Si los PRL para el dorado, así como las estimaciones y las determinaciones de la condición de la población a partir de esos PRL, se basaran en evaluaciones de poblaciones, se aplican consideraciones similares a las mencionadas para los PRO (falta de evaluaciones actualizadas o planes para llevarlas a cabo regularmente). Los PRL podrían basarse empíricamente, por ejemplo, en la reducción de CPUE histórica más baja dentro del año. Un percentil como el 5% más bajo también podría ser considerado, excepto que, actualmente, los datos mensuales de CPUE sólo están disponibles para algunos años (2008-2013).

#### 4. REGLAS DE CONTROL DE EXTRACCIÓN

Las reglas de control de extracción (RCE) especifican un curso de acción de ordenación acordado previamente en función de la condición de la población identificada y otras condiciones económicas, sociales o ambientales, con respecto a puntos de referencia acordados (Berger *et al.*, 2012). Las RCE pueden tener puntos de referencia asociados (por ejemplo, especificando diferentes niveles de mortalidad por pesca para diferentes condiciones de la población con respecto a puntos de referencia (por ejemplo, Restrepo

y Powers, 1998)) o no (por ejemplo, especificando diferentes niveles de  $F$  dependiendo de las tendencias de los indicadores de la población (por ejemplo, atún aleta azul sureño; Hillary *et al.*, 2015). La implementación formal de RCE por OROP atuneras ha sido limitada: incluyen la RCE empírica del Procedimiento de Ordenación de la CCSBT (Hillary *et al.*, 2015) y la RCE para los atunes tropicales (aleta amarilla, patudo y barrilete) adoptada por la CIAT en 2016. Un análisis reciente de las poblaciones mundiales de atunes con respecto a criterios del *Marine Stewardship Council* (Powers y Medley, 2016) encontró que se han implementado RCE bien definidas para solamente tres (aleta amarilla, patudo y barrilete, CIAT) de las 19 poblaciones de atunes tropicales y templados, aunque las RCE se encuentran en diferentes etapas de desarrollo y adopción para las pesquerías individuales en las otras OROP (Anónimo, 2015; Powers y Medley, 2016). Sin embargo, no hay declaraciones explícitas sobre cómo implementar PRO y PRL, aunque esto está implícito en algunas RCE sencillas, tales como reducir la  $F$  a  $F_{RMS}$  si excede ese valor en el sistema de ordenación de la CIAT (Maunder y Deriso, 2013). Una evaluación preliminar realizada por Maunder *et al.* (2015) de los puntos de referencia provisionales de la CIAT bajo una RCE propuesta encontró que la probabilidad de caer por debajo del PRL durante un periodo de ordenación de 9 años era menor a 10%, aunque si se especifican mal  $h$  y  $M$  el riesgo aumenta.

Se ha argumentado que la amplia participación de las partes interesadas durante el desarrollo, evaluación e implementación de las RCE es crucial para su éxito (Clarke y Hoyle, 2014; Hilborn *et al.*, 2014), con ejemplos de dicha participación de la CCSBT (Hillary *et al.*, 2015) y de otras OROP atuneras. Una población de peces bien gestionada o una pesquería con RCE apropiadas debería operar cerca o alrededor de un PRO, y tener una probabilidad muy baja (por ejemplo, menos de 10%) de exceder un PRL (Sainsbury, 2008). La decisión sobre qué puntos de referencia son adecuados debe tomarse en el contexto de la acción de ordenación que debe aplicarse si se superan los puntos de referencia. Por ejemplo, los PRL pueden ser tratados como "blandos" o "duros" con respecto a la acción de ordenación asociada con la caída, o el riesgo de caer, de una población por debajo de un PRL (Anónimo, 2008). Punt y Smith (2001) describen el uso apropiado de PRL en la ordenación de poblaciones de peces. Alcanzar o caer por debajo de un PRL no debería significar que la especie tiene un alto riesgo de extinción biológica: reducir la  $F$  sería una respuesta más apropiada que cerrar toda la pesquería. Si se fija correctamente el nivel del PRL, la probabilidad de rebasarlo debería ser baja, pero no nula.

A la fecha no ha habido una participación coordinada de las partes interesadas en el desarrollo de las RCE para el dorado en el OPO, aunque los tres talleres regionales sobre el dorado durante 2014-2016 (CIAT, 2015, 2016) proporcionaron un foro informal para el intercambio de ideas entre pescadores, ONG, científicos y otros interesados. Ha habido cuatro reuniones binacionales sobre el dorado entre Ecuador y Perú durante 2014-2018, con más reuniones planeadas en el futuro, pero no está claro si está prevista alguna discusión sobre RCE.

## 5. DISCUSIÓN

Dada la falta de puntos de referencia y RCE para el dorado a nivel mundial, nos centramos en análisis recientes de enfoques y justificaciones para desarrollar puntos de referencia y RCE en OROP atuneras (Nakatsuka *et al.* 2017; Valero *et al.* 2017), que encontraron una amplia diversidad de enfoques y grados de implementación entre especies y OROP. También señalamos oportunidades y temas a tomar en cuenta cuando se consideren puntos de referencia y RCE alternativos para el dorado en el OPO.

Una consideración importante en la selección de puntos de referencia y RCE es cómo se relacionan los PRO con los PRL y las acciones tomadas cuando se supera el límite. Si se toma una acción drástica cuando se supera un PRL (por ejemplo, cerrar la pesquería o restringirla severamente) entonces el PRO debe establecerse a un nivel que garantice una baja probabilidad de superar el PRL para evitar problemas sociales y/o económicos potenciales. Sin embargo, la probabilidad no debe ser demasiado baja, ya que las probabilidades estimadas en el extremo de una distribución son notoriamente inciertas. El PRO debería

establecerse en el contexto del PRL, la acción tomada cuando se supere el PRL, la RCE general y la incertidumbre en el método (por ejemplo, la evaluación de la población) utilizado para determinar si se ha excedido un límite.

Hay una serie de cuestiones sin resolver que deben tenerse en cuenta al considerar puntos de referencia y RCE alternativos para el dorado, algunos de los cuales se resumen a continuación.

### **5.1. Estructura de la población de dorado en el OPO**

La estructura de la población de dorado en el OPO es todavía incierta. Aires-da-Silva *et al.* (2016) revisaron la información disponible sobre la estructura potencial de la población y no encontraron pruebas claras de que hay más de una población de dorado en el OPO. Sin embargo, un modelo conceptual desarrollado durante el segundo taller sobre el dorado (CIAT 2016) postuló dos subpoblaciones ([Figura 8](#)), una subpoblación costera residente y una subpoblación oceánica que migra estacionalmente hacia la costa. El grado de conectividad entre el dorado de las poblaciones de dorado en el OPO Sur y Norte es también poco conocido (Aires-da-Silva *et al.*, 2016).

### **5.2. Puntos de referencia y reglas de control de extracción actuales en comparación con estrategias alternativas de ordenación**

Las medidas de ordenación actuales para el dorado varían considerablemente a lo largo del OPO, desde ninguna en algunos países de Centroamérica hasta una prohibición de retención comercial en México. Tanto Ecuador como Perú cuentan con medidas de ordenación que incluyen límites de talla mínima y vedas estacionales, que han demostrado ser consistentes con el RPR y han funcionado bien con respecto a límites de talla alternativos simulados y vedas estacionales (Valero *et al.*, 2016), al tiempo que mantienen la población ligeramente por encima de los niveles estimados para producir RMS (Aires-da-Silva *et al.* 2016). En el contexto de Ecuador y Perú, las ventajas, desventajas y viabilidad de cambiar a estrategias de ordenación dependientes de puntos de referencia y RCE, tanto en términos de la creciente necesidad de análisis (evaluaciones de poblaciones o indicadores empíricos) como de implementación de cambios de ordenación, aún no están claras.

### **5.3. Alcance geográfico y frecuencia de las evaluaciones**

No se dispone de evaluaciones de la población de dorado en el OPO Norte. Para el OPO Sur sólo se ha realizado una evaluación exploratoria inicial del dorado, utilizando datos hasta finales de 2014, por Aires-da-Silva *et al.* (2016), y no se ha repetido ni actualizado desde entonces. Cada año, las pesquerías de dorado se centran principalmente en una cohorte que atraviesa la población y las pesquerías, dejando casi nada de esa cohorte para el año siguiente, por lo que la evaluación de la población disponible estaba obsoleta en el momento en que se publicó. En vista de la rápida dinámica y variabilidad de la población de dorado (casi una especie anual), sus pesquerías (las pesquerías de países adyacentes pueden tener descargas diametralmente opuestas en el mismo año) y su ambiente ecológico (CPUE influenciada por condiciones oceanográficas (Martínez-Ortiz, 2015; Torrejón-Magallanes *et al.* 2018), análisis adicionales y actualizados beneficiarían la estimación de PRO alternativos basados en las evaluaciones de poblaciones. Si las evaluaciones de poblaciones no pueden completarse de manera oportuna debido a la rápida dinámica de la población, consideraciones logísticas o falta de datos, podría ser más factible implementar estrategias alternativas que incluyan puntos de referencia empíricos y RCE, o que se basen en límites de talla y vedas estacionales.

### **5.4. Alcance geográfico de la ordenación**

A diferencia de otras pesquerías en el OPO, como las de atunes tropicales, que son gestionadas regionalmente con puntos de referencia y RCE (CIAT 2016b), las pesquerías de dorado son gestionadas a nivel nacional (CIAT 2015). Aunque Ecuador y Perú, los principales países que pescan dorado en el OPO por

cantidades de descarga, han celebrado cuatro reuniones bilaterales sobre el dorado durante 2014-2018, con más planeadas en el futuro, no está claro si las discusiones incluirán puntos de referencia y RCE potenciales.

### **5.5. Disponibilidad de datos en el tiempo y el espacio**

La disponibilidad de datos para el dorado varía considerablemente a través del OPO (CIAT 2015, 2016). Para Ecuador y Perú, hay suficientes datos para realizar evaluaciones integradas de la población (Aires-da-Silva *et al.* 2016), pero en otros casos, especialmente en el OPO Norte, los datos son más limitados, lo que impide realizar evaluaciones integradas de las poblaciones, aunque en algunos casos pueden ser viables enfoques basados en la CPUE mensual (Maunder *et al.* 2016), por ejemplo. En cualquier caso, dada la rápida dinámica de la población y de la pesquería de dorado, es importante optimizar la disponibilidad de datos de forma oportuna, ya sea para consideraciones de ordenación intra-anual o interanual.

### **5.6. Desarrollo e implementación de puntos de referencia, RCE y alternativas**

El desarrollo, la evaluación y la implementación de puntos de referencia no ocurren en el vacío, sino como parte de una estrategia de ordenación en un sistema de ordenación. Se han descrito tres fases (Davies y Basson, 2009; Clarke y Hoyle, 2014) en el desarrollo de puntos de referencia: 1) seleccionar tipos apropiados de puntos de referencia, 2) definir valores específicos para los puntos de referencia seleccionados, y 3) operacionalizar los puntos de referencia seleccionados dentro del sistema de ordenación. Para que cada elemento del proceso y las compensaciones asociadas sean entendidas y aceptadas, se espera que todos los interesados participen en cada fase del proceso (Clarke y Hoyle, 2014). Hilborn (2002) destacó algunos problemas potenciales en los sistemas de ordenación basados en puntos de referencia, incluyendo (1) incertidumbres en las estimaciones de biomasa actual y virgen de las poblaciones utilizadas en el desarrollo de puntos de referencia, (2) si los puntos de referencia deberían utilizarse para poblaciones para las que no fueron derivados, (3) la tendencia a centrarse demasiado en los puntos de referencia y producir un entorno en el que los científicos encargados de las evaluaciones rara vez evalúen políticas de ordenación alternativas, y (4) el exceso de énfasis en los puntos de referencia, en detrimento de cuestiones más urgentes en la ordenación pesquera. Se ha argumentado que al menos algunas de estas cuestiones podrían mitigarse usando enfoques más basados en datos, y hay ejemplos de varios sistemas de ordenación y ciclo vital, como la pesquería de langosta espinosa de Nueva Zelanda (Starr *et al.*, 1997) y el atún aleta azul del hemisferio sur (Hillary *et al.*, 2015). Ha aumentado el interés por la aplicación de puntos de referencia a nivel mundial, impulsado en parte por los criterios de certificación del *Marine Stewardship Council* (MSC) (ver, por ejemplo, Powers y Medley, 2016). Sin embargo, en el caso específico del dorado, la certificación por el MSC de la pesquería palangrera ecuatoriana seguirá un marco basado en riesgos (MSC, 2019), ya que no existen puntos de referencia disponibles para evaluar la condición de la población objetivo.

## **6. CONCLUSIÓN**

En la literatura se han propuesto diversos puntos de referencia y RCE que se han aplicado a poblaciones de todo el mundo. Las diferencias principales entre ellos son si los puntos de referencia de RMS son tratados como límites u objetivos y el nivel de implementación de las RCE. La elección de puntos de referencia, en particular puntos de referencia límite, debería tener en cuenta la acción tomada cuando se supera el punto de referencia. Los puntos de referencia y las RCE no pueden evaluarse adecuadamente fuera de una estrategia de ordenación pesquera y un sistema de ordenación, o sin incluir la incertidumbre, el riesgo, la robustez y las compensaciones entre todos los elementos de cada pesquería. Idealmente, una serie de diferentes RCE, así como los datos asociados y los métodos de evaluación a utilizarse en la implementación, deberían probarse usando EEO, y la combinación que mejor cumpla con los objetivos de la pesquería debería ser seleccionada (Anónimo, 2018). En el contexto de Ecuador y Perú, las ventajas,

desventajas y viabilidad de cambiar a estrategias de ordenación dependientes de puntos de referencia y RCE, tanto en términos de la creciente necesidad de análisis (evaluaciones de poblaciones o indicadores empíricos) como de implementación de cambios de ordenación, aún no están claras. El creciente interés por el desarrollo e implementación de puntos de referencia a nivel mundial ha sido impulsado en parte por los criterios de certificación del Marine Stewardship Council (MSC). en el caso específico del dorado, la certificación por el MSC de la pesquería palangrera ecuatoriana seguirá un marco de evaluación de riesgos (RBF, por sus siglas en inglés), que no depende de la adopción de puntos de referencia para evaluar la condición de las poblaciones de dorado.

## REFERENCIAS

- Aires-da-Silva, A., Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N., Román-Verdesoto, M., Minte-Vera, C., Vogel, N.W., Martínez-Ortiz, J., Carvajal, J.M., Guerrero, P.X., and Sondheimer, F. 2014. Preliminary results from IATTC collaborative research activities on dorado in the eastern Pacific Ocean and future research plan. Document SAC-05-11b. Inter-American Tropical Tuna Commission, Scientific Advisory Committee, Fifth Meeting: 1-27.
- Aires-da-Silva, A., Valero, J. L., Maunder, M. N., Minte-Vera, C., Lennert-Cody, Roman, M. H., Martinez-Ortiz, J., Torrejón-Magallanes, E. J., and Carranza, M. N. 2016. Exploratory Stock Assessment of Dorado (*Coryphaena hippurus*) in the South Eastern Pacific Ocean in 2015. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., 7th Scient. Adv. Com. Meeting. SAC-07-06<sup>a</sup>(i).
- Anónimo. 2013. Report of the 2013 ISSF Stock Assessment Workshop: Harvest control rules and reference points for tuna RFMOs. ISSF Technical Report 2013-03. International Seafood Sustainability Foundation, Washington, D.C., USA.
- Anónimo. 2015. Report of the 2015 ISSF Stock Assessment Workshop: Characterizing uncertainty in stock assessment and management advice. ISSF Technical Report 2015-06. International Seafood Sustainability Foundation, Washington, D.C., USA.
- Anónimo 2018. Report of the Second Joint Tuna RFMO Management Strategy Evaluation Working Group Meeting. Seattle, USA – 13-15 June, 2018. Available at: <https://tinyurl.com/y496srw7>
- Beddington, J.R. and J.G. Cooke. 1983. The potential yield of fish stocks. FAO Fisheries Technical Paper, 242, 47.
- Berger, A.M., Harley, S.J., Pilling, G.M., and Hampton, J. 2012. Introduction to harvest control rules for WCPO tuna fisheries. WCPFC-SC8-2012/MI-WP-03.
- Clarke, S. and Hoyle, S. 2014. Development of Limit Reference Points for Elasmobranchs. WCPFC-SC10-2014/MI-WP-07.
- Davies, C. and Basson, M. 2009. Approaches for identification of appropriate reference points and implementation of MSE within the WCPO. WCPFC-SC5-2009/ME-WP-03
- Davies, C., R. Campbell, J. Prince, N. Dowling, D. Kolody, M. Basson, K. McLoughlin, P. Ward, I. Freeman and A. Bodsworth. 2007. Development and preliminary testing of the harvest strategy framework for the Eastern and Western Tuna and Billfish Fisheries. Australian Fisheries Management Authority. Canberra, Australia. 70pp.
- Dowling, N.A., Smith, D.C., Knuckey, I., Smith, A.D.M., Domaschenz, P., Patterson, H.M. and Whitelaw, W. 2008. Developing harvest strategies for low-value and data-poor fisheries: Case studies from three Australian fisheries. Fisheries Research 94: 380-390.
- Hilborn, R. 2002. The dark side of reference points. Bulletin of Marine Science 70: 403-408.
- Hilborn, R., Hively, D. J., Jensen, O. P., and Branch, T. A. 2014. The dynamics of fish populations at low abundance and prospects for rebuilding and recovery. – ICES Journal of Marine Science, 71: 2141–

2151.

- Hillary, R.M., Preece, A.L., Davies, C.R., Kurota, H., Sakai, O., Itoh, T., Parma, A.M., Butterworth, D.S., Ianelli, J. and Branch, T.A. 2015. A scientific alternative to moratoria for rebuilding depleted international tuna stocks. *Fish and Fisheries*. 14pp. doi: 10.1111/faf.12121.
- IATTC. 2015. Report of the 1st Inter-American Tropical Tuna Commission Technical Meeting on Dorado. Manta, Ecuador, October 14–16, 2014.
- IATTC. 2016. Report of the 2st Technical Meeting on Dorado. Inter-American Tropical Tuna Commission. Lima, Peru, 27-29 October 2015. 20 pp.
- IATTC. 2016b. Harvest Control Rules for tropical tunas (yellowfin, bigeye, and skipjack). Resolution C-16-02. 4pp.
- ICES. 2000. Report of the CWP Intersessional Meeting Working Group on Precautionary Approach Terminology and CWP Sub-group on Publication of Integrated Catch Statistics for the Atlantic. ICES Headquarters 10-16 February 2000. ICES CM 2000/ACFM:17.
- ICES. 2003. Report of the study group on precautionary reference points for advice on fishery management. ICES CM 2003/ACFM: 15
- ISC. 2016. Report of the Pacific Bluefin Tuna Working Group Workshop. 13 -18 July 2016 Sapporo, Hokkaido, Japan.
- Liermann, M., and Hilborn, R. 2001. Depensation, evidence, models and implications. *Fish and Fisheries*, 2: 33–58.
- Mace, P. M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 110-122.
- Martínez-Ortiz, J., Aires-da-Silva, A.M., Lennert-Cody, C.E., and Maunder, M.N. 2015. The Ecuadorian artisanal fishery for large pelagics: species composition and spatio-temporal dynamics. *Plos One*. 10.
- Martínez-Ortiz, J. 2015. Posible Posible correlación entre la variabilidad interanual de la CPUE del dorado y la temperatura superficial del mar (TSM). Presentation during the the 2st Technical Meeting on Dorado. Inter-American Tropical Tuna Commission. Lima, Peru, 27-29 October 2015. Available at: <https://tinyurl.com/y6x5ll7l>
- Maunder, M. N. and Deriso, R. B. 2014. Proposal for biomass and fishing mortality limit reference points based on reduction in recruitment. IATTC Stock Assessment Report 15: 193-206
- Maunder, M.N., Piner, K.R. 2015. Contemporary fisheries stock assessment: many issues still remain. *ICES Journal of Marine Science*. 72 (1): 7-18.
- Maunder, M. N., Aires-da-Silva, A., Mente-Vera, C., Lennert-Cody, C. Valero, J. L. and Jimmy Martínez-Ortiz. 2016. A step-by-step illustration of the basis for the monthly depletion estimator in a Stock Synthesis model for dorado. 2nd IATTC Technical Meeting on dorado. DOR-02.
- Maunder, M. N., Mente-Vera, C., Lennert-Cody, C., Roman, M. H. 2018. Stock status indicators for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. Document SAC-09-16. Inter-American Tropical Tuna Commission, Scientific Advisory Committee, Ninth Meeting: 1-5.
- Mente-Vera, C., Xu, H., Maunder, M. N. 2019. Stock status indicators for yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Document SAC-10-08. Inter-American Tropical Tuna Commission, Scientific Advisory Committee, Tenth Meeting: 1-10.
- MSC. 2019. Marine Stewardship Council (MSC) Fishery Announcement. Ecuador Mahi mahi (*Coryphaena hippurus*) longline fishery. Initial Assessment Announcement. Available at: <https://fisheries.msc.org/en/fisheries/ecuador-mahi-mahi-coryphaena-hippurus-longline-fishery/>
- Myers, R.A., Rosenberg, A.A. Mace, P.M. Barrowman, N. and V.R. Restrepo. 1994. In search of thresholds

- for recruitment overfishing. ICES Journal of Marine Science 51: 191-205
- Powers, J. E. and P. A. H., Medley, 2016. An Evaluation of the Sustainability of Global Tuna Stocks Relative to Marine Stewardship Council Criteria (Version 4). ISSF Technical Report 2016-19. International Seafood Sustainability Foundation, Washington, D.C., USA
- Preece, A., Hillary, R. and Davies, C. 2011. Identification of candidate limit reference points for the key target species in the WCPFC. WCPFC-SC7-2011/MI-WP-03.
- PRODUCE. 2016. Plan de Acción Nacional para la Conservación y Manejo del recurso Perico en el Perú (PAN Perico - Perú). 39 p.
- Punt, A.E., R.A. Campbell and A.D.M. Smith. 2001. Evaluating empirical indicators and reference points for fisheries management: application to the broadbill swordfish fishery off eastern Australia. Marine and Freshwater Research 52: 819-832.
- Restrepo, V.R., Powers, J.E. 1999. Precautionary control rules in US fisheries management: specification and performance. ICES Journal of Marine Science. 56:846-852.
- Sainsbury, K. 2008. Best Practice Reference Points for Australian Fisheries, Australian Fisheries Management Authority.
- SRP-MAGAP. 2013. Subsecretaría de Recursos Pesqueros (SRP) - Vice Ministerio de Acuicultura y Pesca - Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuicultura y Pesca (MAGAP). Plan de Acción Nacional para la Conservación y el Manejo del recurso Dorado en Ecuador (PAN Dorado) / National Action Plan for the Conservation and Management of Dolphinfish in Ecuador (Dolphinfish NPOA). Martínez-Ortiz J & P Guerrero - Verduga (eds). SRP-MAGAP. Manta-Manabí-Ecuador. 120 pp.
- Starr, P. J., P. A. Breen, R. Hilborn, and T. H. Kendrick. 1997. Evaluation of a management decision rule for a New Zealand rock lobster substock. Mar. Freshw. Res. 48: 1093–1101.
- Thorson, J. T., Cope, J. M., Branch, T. A., and Jensen, O. P. 2012. Spawning biomass reference points for exploited marine fishes, incorporating taxonomic and body size information. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 69: 1556–1568.
- Torrejón-Magallanes, J., Lau-Medrano, W., Grados, D. CPUE standardization and spatio-temporal distribution modelling of dorado (*Coryphaena hippurus*) in the Pacific Ocean off Peru. CAPAM Spatio-temporal modelling Mini-Workshop. La Jolla, CA, USA, February 26-March 2, 2018.
- Tuck, G., T. Smith, A. Constable, X. He, S. Kuikka and N. Klaer (2001) Initial evaluation of management strategies for the Macquarie Island toothfish fishery. pp 162-218 In 'Ecologically sustainable development of the fishery for Patagonian toothfish (*Dissostichus eleginoides*) around Macquarie Island: population parameters, population assessment and ecological interactions'. X. He, A. Constable, K. Sainsbury and W. de la Mare (eds). Fisheries Research and Development Corporation Report 97/122, Canberra, Australia.
- Valero, J. L., Aires-da-Silva, A., Maunder, M. N., Minte-Vera, C., Martínez-Ortiz, J., Torrejón-Magallanes, E. J. and Carranza, M. N. 2016. Exploratory management strategy evaluation (MSE) of Dorado (*Coryphaena hippurus*) in the south Eastern Pacific Ocean. Inter-American Tropical Tuna Commission, Scientific Advisory Committee, Seventh Meeting.
- Valero, J. L., Maunder, M. N., Aires-da-Silva, A. M., Minte-Vera, C., and Zhu, J. 2017. Limit Reference Points in fisheries management and their application for tuna and billfish stocks. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., 8th Scient. Adv. Com. Meeting. SAC-08-05e(ii).
- Vert-pre, K. A., Amoroso, R. O., Jensen, O. P., and Hilborn, R. 2013. Frequency and intensity of productivity regime shifts in marine fish stocks. Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA, 110: 1779–1784.

- Wang, S.P., Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A. and Bayliff, W.H., 2009. Evaluating fishery impacts: application to bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean. *Fisheries Research*, 99(2), pp. 106-111.
- Worthington, D.G., C. Blount, R.C. Chick and B.R. Stewart. 2002. An assessment of the performance indicators of the Abalone Share Management Plan in 2001. NSW Fisheries Resource Assessment Series 12. NSW Fisheries Cronulla Fisheries Center. 47pp.



**TABLE 1.** Common biomass reference points.

**TABLA 1.** Puntos de referencia comunes basados en biomasa.

Punto de referencia	Descripción	Pros	Contras	Objetivo/ límite
$XB_{RMS}$ , $XSSB_{RMS}$	Razón de biomasa, o biomasa de la población reproductora (SSB), necesaria para producir RMS.	Considera sobrepesca de reclutamiento y crecimiento.	Difícil de estimar, sensible a reclutamiento y selectividad.	Cualquiera
$XB_0$ o $XSB_{actual,F=0}$	Razón de la biomasa de la población con respecto a la biomasa sin pesca, o la biomasa reproductora esperada en ausencia de pesca.	Puede usarse para poblaciones con pocos datos; mide la abundancia relativa en casos donde la abundancia absoluta es difícil de estimar.	Las estimaciones de la biomasa sin pesca dependen de supuestos, y pueden ser poco fiables.	Cualquiera
$B_{XRO}$ o $B_{XRMAX}$	Biomasa esperada para producir X fracción de reclutamiento virgen/máximo.	Considera sobrepesca de reclutamiento.	Depende de estimaciones de reclutamiento actuales e históricas.	Límite
$B_{MAX}$	Biomasa o biomasa reproductora producida cuando $F = F_{MAX}$ en equilibrio.	Considera sobrepesca de crecimiento.	Difícil de estimar cuando la curva de rendimiento es plana, sensible a supuestos cuando la curva es plana, no considera sobrepesca de reclutamiento.	Cualquiera
$B_{0.1}$	Biomasa o biomasa reproductora producida cuando $F = F_{0.1}$	Considera sobrepesca de crecimiento, ajustado para curva de RPR plana, ajustado ligeramente para la relación población-reclutamiento.	Difícil de estimar cuando la curva de rendimiento es plana. No considera explícitamente sobrepesca de reclutamiento.	Cualquiera
$B_{loss}$	Biomasa mínima (o SSB)	Considera sobrepesca de reclutamiento.	No considera sobrepesca de crecimiento.	Límite

**TABLE 2.** Common fishing mortality reference points.

**TABLA 2.** Puntos de referencia comunes basados en mortalidad por pesca.

Punto de referencia	Descripción	Pros	Contras	Objetivo/ límite
$F_{RMS}$	Tasa de mortalidad por pesca que resulta en RMS en promedio.	Considera sobrepesca de reclutamiento y crecimiento.	Difícil de estimar cuando la curva de rendimiento es plana. Sensible a supuestos de evaluación.	Cualquiera
$F_{MAX}$	Tasa de mortalidad por pesca que produce rendimiento por recluta máximo.	Considera sobrepesca de crecimiento; fácil de calcular.	No considera sobrepesca de reclutamiento. Difícil de estimar/sensible a supuestos si la curva es plana.	Límite
$F_{0.1}$	$F$ en la que la pendiente de $R/R$ es 10% del valor en el origen.	Considera sobrepesca de crecimiento; más conservadora que $F_{MAX}$ ; se puede estimar incluso si la curva de rendimiento es plana.	No considera explícitamente sobrepesca de reclutamiento	Cualquiera
$F_{X\%}$ , $F_{X\%SPR}$	$F$ que reduce $SSB/R$ a cierto % sin pesca.	Considera sobrepesca de reclutamiento.	No considera sobrepesca de crecimiento.	Cualquiera
$F_{MED}$	$F$ soportada por tasas de supervivencia estimadas desde el desove hasta el reclutamiento en 50% de los años.	Para sobrepesca de reclutamiento; basado en series de tiempo históricas de reclutamiento.	No considera sobrepesca de crecimiento; su pertinencia depende de la relación población-reclutamiento.	Cualquiera
$F_{SSB-Min}$	$F$ que impide que la $SSB$ caiga por debajo de la $SSB$ mínima observada.	Punto de referencia para sobrepesca de reclutamiento.	Propenso a riesgos; sensible al periodo de cálculo. No considera sobrepesca de crecimiento.	Límite
$F_{loss}$	$F$ que se espera que mantenga la biomasa en $B_{loss}$ .	Punto de referencia para sobrepesca de reclutamiento; relativamente fácil de calcular.	Propenso a riesgos; no considera sobrepesca de crecimiento; supone buena comprensión de la relación población-reclutamiento.	Límite
$F_{crash}$	La $F$ más baja que llevaría a la población a la extinción.	Basado en la relación población-recluta, pero es más fácil de calcular.	Propenso a riesgos; deja a la población en peligro de extinción.	Límite
$F = X\%M$	$F$ establecida en un % de mortalidad natural	Puede usarse en situaciones con pocos datos.	Incertidumbre en estimación de $M$ ,	Límite

Punto de referencia	Descripción	Pros	Contras	Objetivo/ límite
			posiblemente muy alto para especies de vida más larga.	

**TABLE 3.** Sensitivities to different configurations of the base case model for the exploratory assessment for dorado (Aires-da-Silva *et al.*, 2016). *M*: natural mortality; *Q*: catchability; Dome: dome-shaped selectivities.

**TABLA 3.** Sensibilidad a distintas configuraciones del caso base de la evaluación exploratoria de dorado (Aires-da-Silva *et al.*, 2016). *M*: mortalidad natural; *Q*: capturabilidad; Dome: curva de selectividad con forma de domo.

	Base case Caso base	Sensitivity analyses - Análisis de sensibilidad			
		1		2	3
		<i>M</i> _0.43	<i>M</i> _1.6	<i>Q</i> _notv	Dome
$S_0$ (t)	90,045	205,001	62,015	85,577	89,952
$B_0$ (t)	254,687	545,880	192,791	242,067	254,429
$S_{MSY-S_{RMS}}$ (t)	17,987	15,336	22,351	17,196	17,893
MSY-RMS (t)	89,211	79,502	100,530	84,490	89,010
$S_{2014}/S_0$	0.22	0.08	0.38	0.23	0.22
$S_{MSY}/S_0-S_{RMS}/S_0$	0.20	0.07	0.36	0.20	0.20
$S_{2014}/S_{MSY}-S_{2014}/S_{RMS}$	1.10	1.00	1.07	1.16	1.11

**TABLE 4.** Monthly ratio of average Ecuadorian longline CPUE to average CPUE in October during 2009-2013. Avg.: Monthly average ratio for 2009-2013.

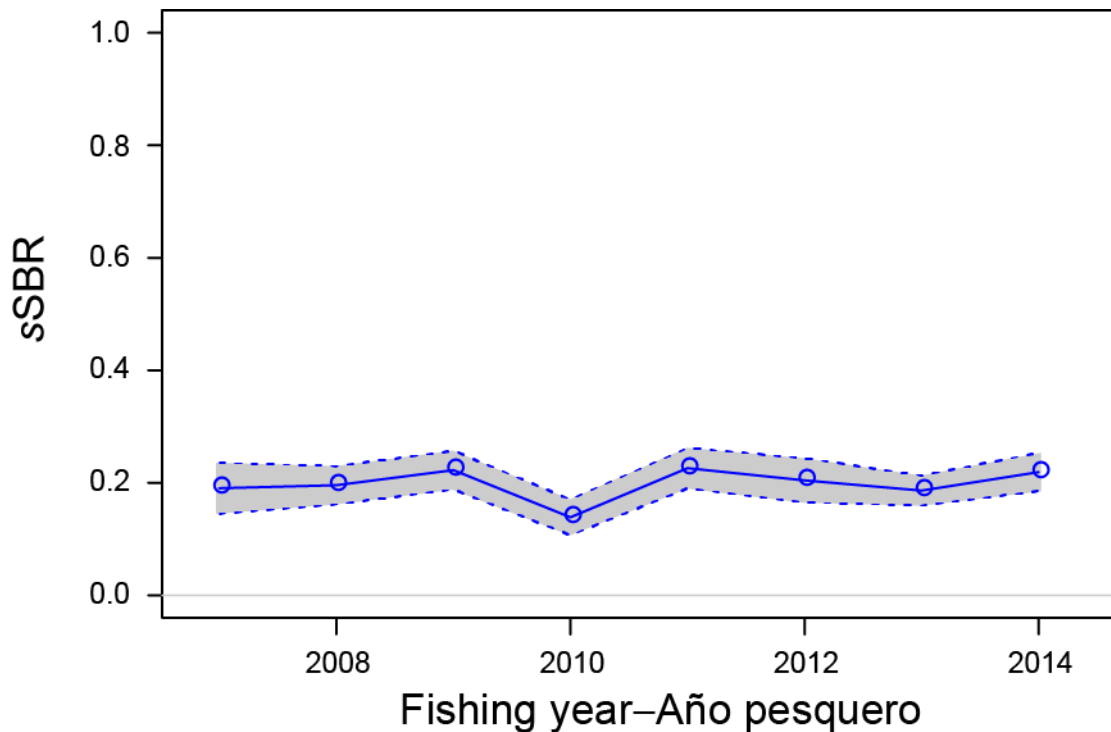
**TABLA 4.** Promedio mensual de la razón de CPUE de palangre de Ecuador relativo al valor CPUE en octubre durante 2009-2013. Prom.: Promedio para el periodo 2009-2013.

	2009	2010	2011	2012	2013	Avg. – Prom.
Oct	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
Nov	0.671	0.737	0.802	0.603	0.757	0.654
Dec	0.450	0.543	0.644	0.364	0.573	0.450
Jan - Ene	0.302	0.400	0.517	0.220	0.434	0.320
Feb	0.203	0.295	0.414	0.133	0.328	0.232
Mar	0.136	0.217	0.333	0.080	0.249	0.170
Apr - Abr	0.091	0.160	0.267	0.048	0.188	0.126

**TABLE 5.** Monthly average ratio of mean Ecuadorian longline CPUE to average CPUE in October during 2009-2013, relative to that expected in the absence of fishing under annual natural mortalities ( $M$ ) of 0.5, 1 and 2 year<sup>-1</sup>.  $M = 1$  year<sup>-1</sup> is the value used in the 2015 dorado exploratory stock assessment (Aires-da-Silva *et al.* 2016) and management strategy evaluation (Valero *et al.* 2016).

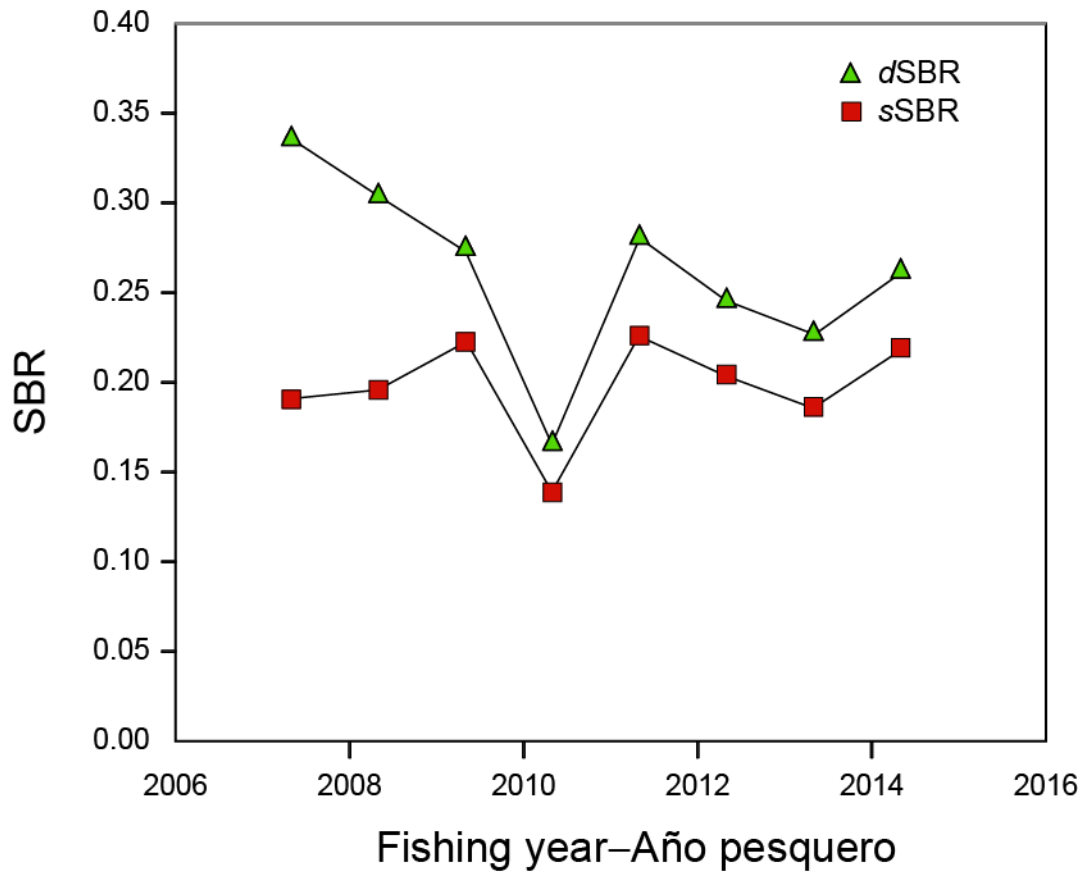
**TABLA 5.** Promedio mensual de la razón de CPUE de palangre de Ecuador relativa al CPUE promedio en octubre para el periodo 2009-2013, relativo al esperado en ausencia de pesca y mortalidad natural ( $M$ ) de 0.5, 1 y 2 año<sup>-1</sup>.  $M = 1$  año<sup>-1</sup> es el valor utilizado en la evaluación exploratoria de dorado (Aires-da-Silva *et al.* 2016) y la evaluación exploratoria de estrategia de explotación (Valero *et al.* 2016).

	Average – Promedio		
	$M = 0.5$	$M = 1$	$M = 2$
Oct	1.000	1.000	1.000
Nov	0.682	0.711	0.773
Dec	0.489	0.532	0.628
Jan - Ene	0.362	0.410	0.527
Feb	0.274	0.323	0.451
Mar	0.209	0.258	0.391
Apr - Abr	0.162	0.208	0.343



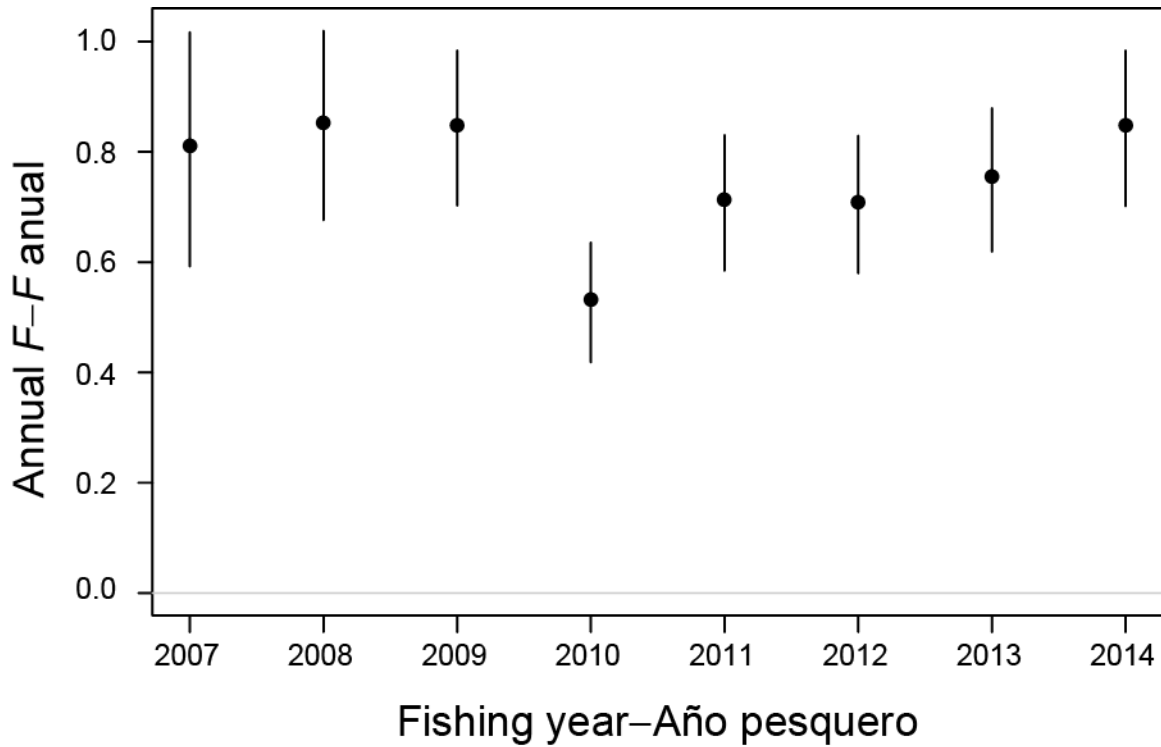
**FIGURE 1.** Estimated static spawning biomass ratios (sSBR) of dorado recruited to the fisheries of the South EPO (Aires-da-Silva *et al.* 2016). The solid blue line connects the maximum likelihood estimates (open circles). The shaded area indicates the approximate 95-percent confidence intervals around these estimates.

**FIGURA 1.** Cocientes de biomasa reproductora estáticos (sSBR) estimados de dorado reclutado a las pesquerías del OPO Sur (Aires-da-Silva *et al.* 2016). La línea azul conecta las estimaciones de verosimilitud máxima (círculos abiertos). El área sombreada indica los intervalos de confianza de 95% alrededor de estas estimaciones.



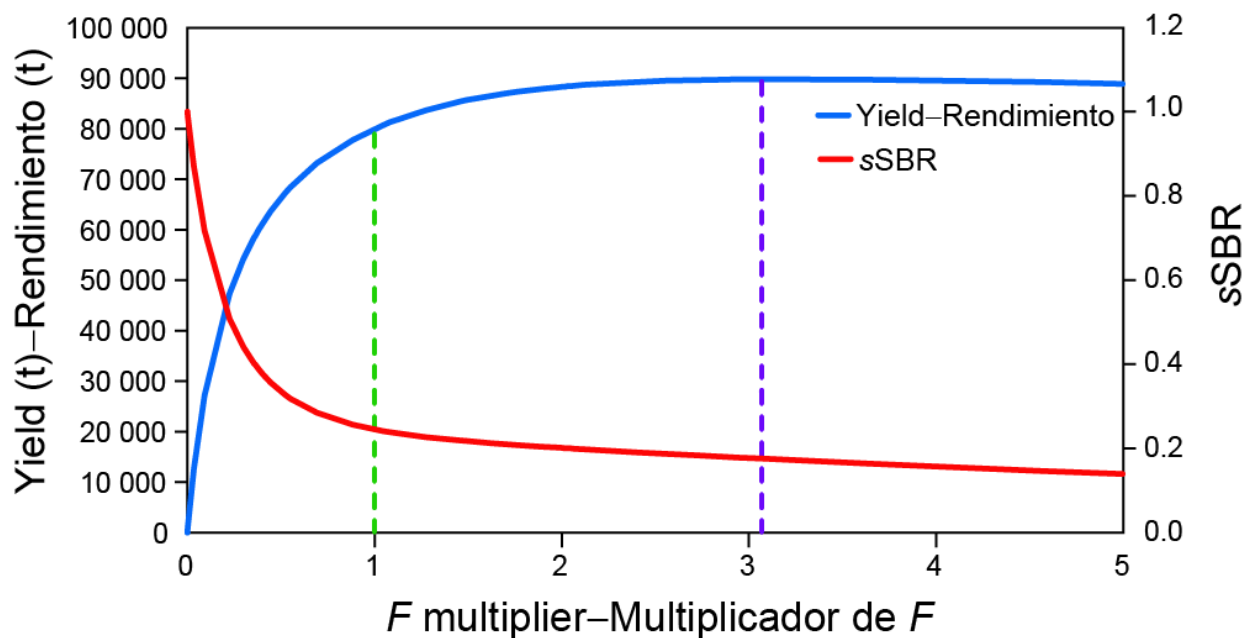
**FIGURE 2.** Estimates from the base case (Aires-da-Silva *et al.* 2016) for the Spawning biomass ratio (SBR) obtained by two methods: static (sSBR) and dynamic (dSBR).

**FIGURA 2.** Estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) del caso base (Aires-da-Silva *et al.* 2016) obtenidas con el método estático (sSBR) y dinámico (dSBR).



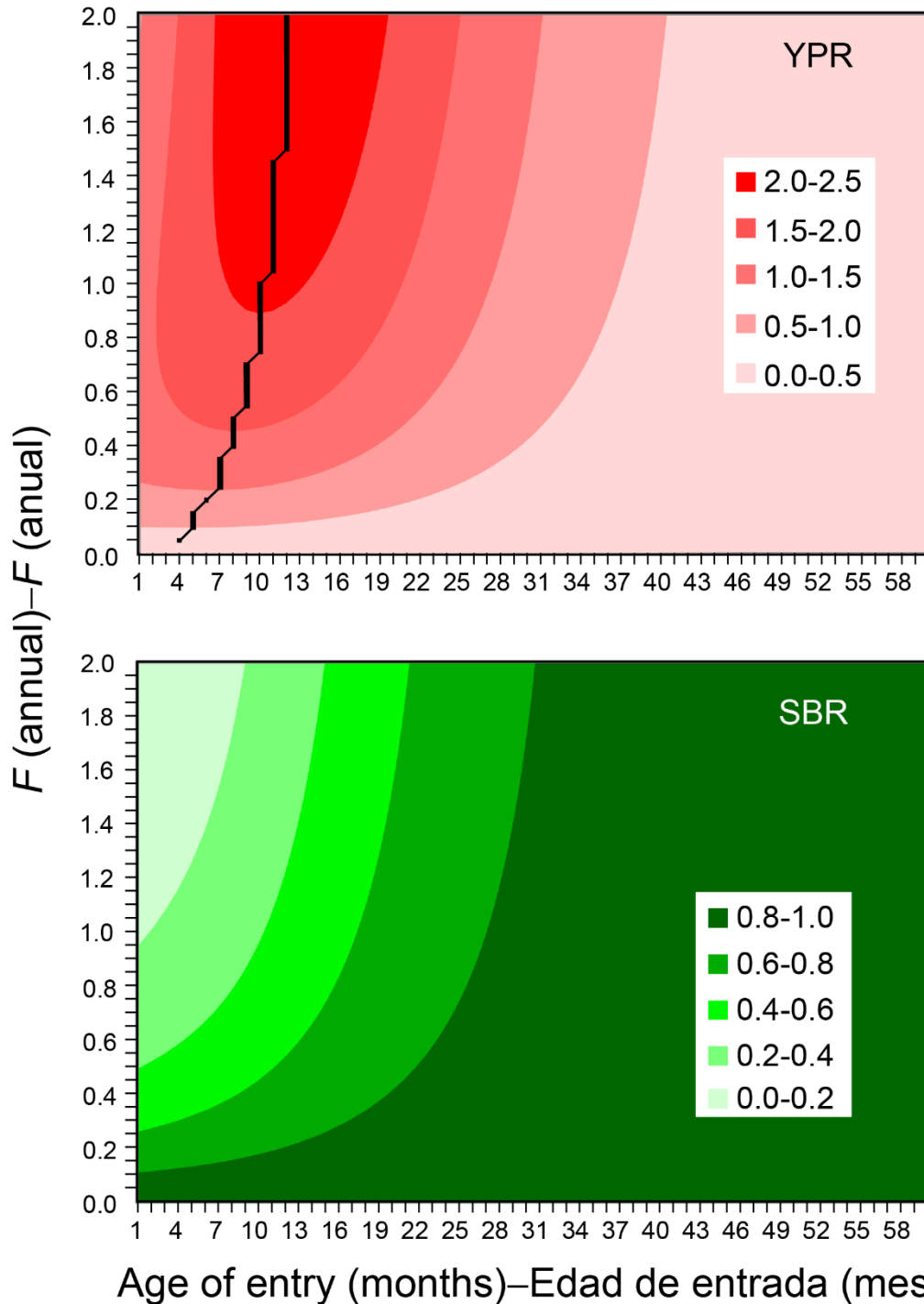
**FIGURE 3.** Annual fishing mortality ( $F$ ), for all dorado fisheries of the South EPO, estimated by the 2016 exploratory stock assessment (Aires-da-Silva *et al.* 2016).

**FIGURA 3.** Mortalidad por pesca ( $F$ ) anual, de todas las pesquerías, de dorado reclutado a las pesquerías del OPO Sur (Aires-da-Silva *et al.* 2016).



**FIGURE 4.** Equilibrium yield, in tons, and static spawning biomass ratio (sSBR) versus the  $F$  multiplier (vertical blue dashed line), which indicates how many times effort would have to be effectively increased from the current level (vertical green dashed line) to achieve MSY (so current apical fishing mortalities from all fisheries sum to one).

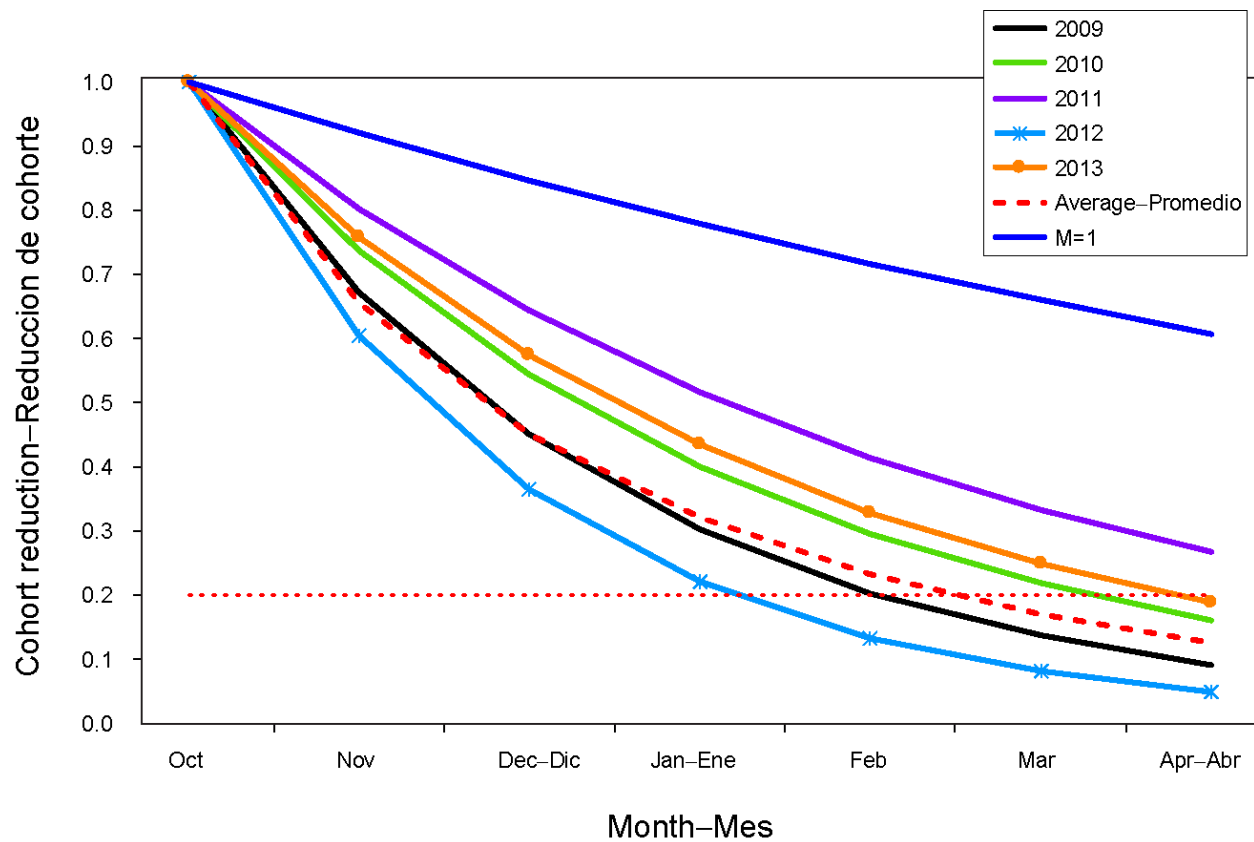
**FIGURA 4.** Rendimiento de equilibrio, en toneladas, y cociente de biomasa reproductora estático (sSBR) como funciones del multiplicador de  $F$  (línea de trazos vertical azul), que indica cuántas veces se ha de incrementar el esfuerzo del nivel actual (línea de trazos vertical verde) para lograr el RMS (para que las mortalidades por pesca apicales actuales de todas las pesquerías sumen uno).



**FIGURE 5.** Yield per recruit (YPR, top panel) and spawning biomass ratio (SBR, bottom panel) as a function of age of entry to the fishery, in months, and annual fishing mortality ( $F$ ). The black line in the YPR plot is the age corresponding to the maximum YPR at each level of fishing mortality.

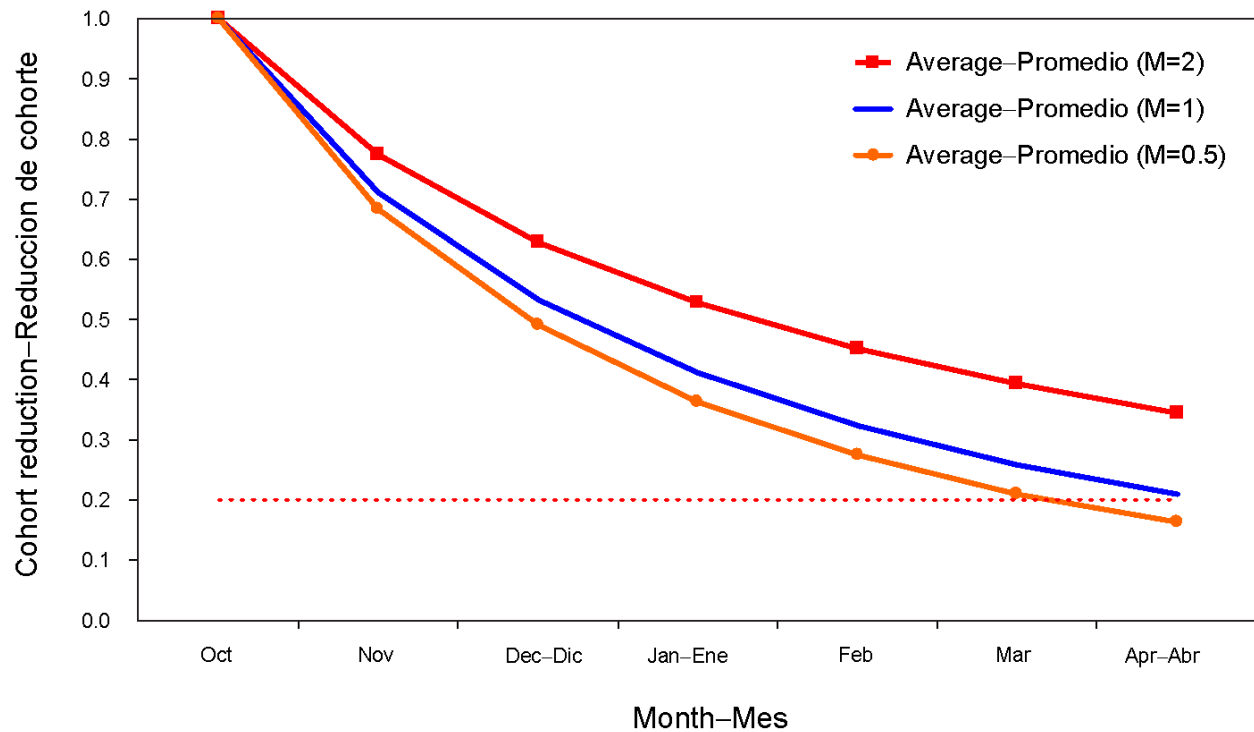
**FIGURA 5.** Rendimiento por recluta (YPR, panel superior) y cociente de biomasa reproductora (SBR, panel inferior) como función de la edad de entrada a la pesquería, en meses, y la mortalidad por pesca ( $F$ ) anual. La línea negra en la gráfica de YPR es la edad correspondiente al YPR máximo a cada nivel de mortalidad por pesca.





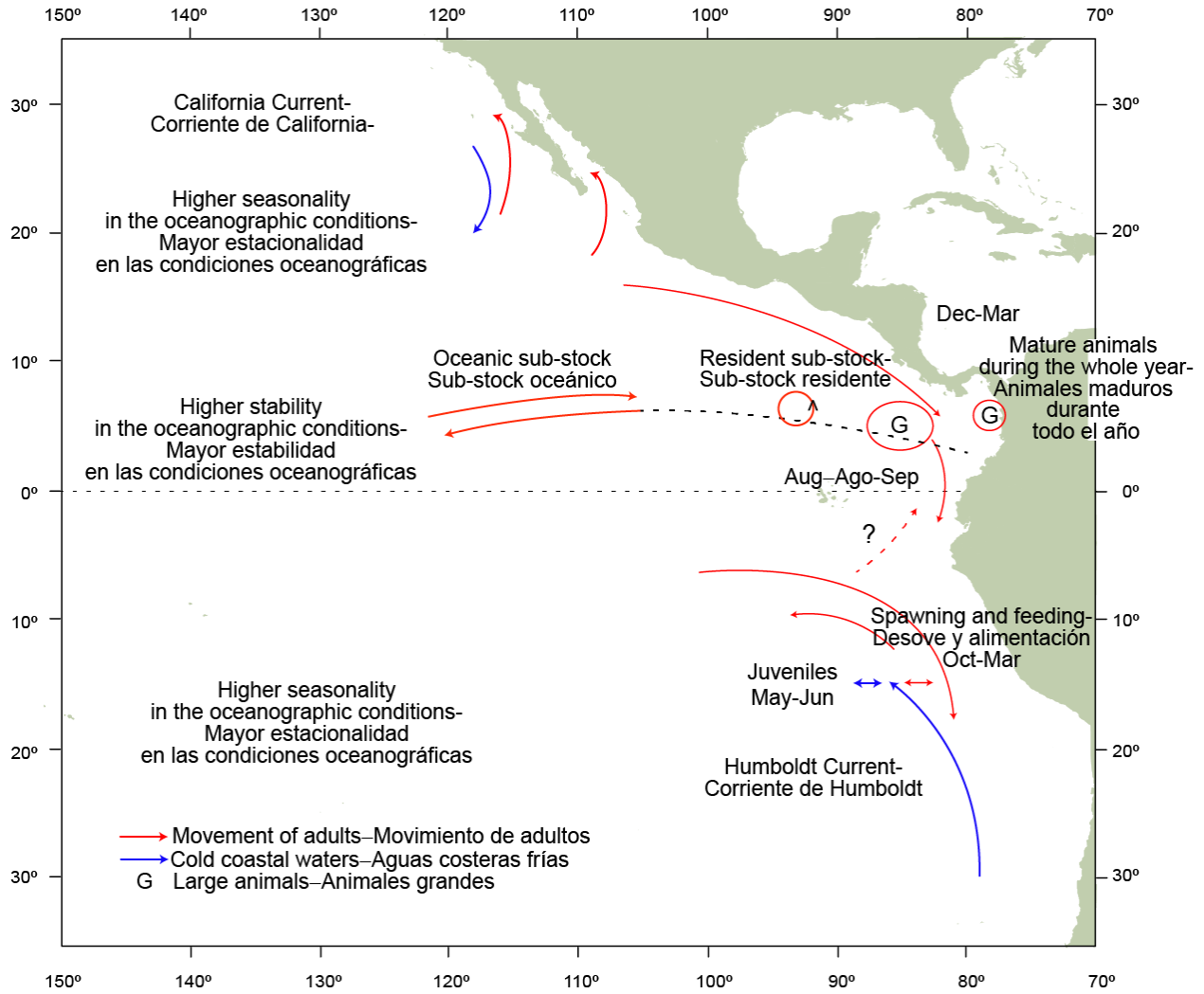
**FIGURE 6.** Cohort reduction based on dorado Ecuadorian longline monthly CPUE relative to CPUE values in October for fishing years (July to June) 2009-2013. Avg: average cohort reduction, 2009-2013;  $M = 1$ : expected cohort reduction in the absence of fishing corresponding to  $M = 1 \text{ year}^{-1}$ . The red dashed line corresponds to a cohort reduction of 0.2.

**FIGURA 6.** Reducción de cohortes basada en la CPUE mensual palangrera de dorado de Ecuador relativa a valores de la CPUE en octubre para los años pesqueros (julio a junio) 2009-2013. Prom: promedio de reducción de cohorte, 2009-2013;  $M = 1$ : reducción de cohorte esperada sin pesca correspondiente a  $M = 1 \text{ año}^{-1}$ . La línea de trazos roja corresponde a una reducción de cohorte de 0.2.



**FIGURE 7.** Average cohort reduction based on dorado Ecuadorian longline monthly CPUE relative to CPUE values in October for fishing years (July to June) 2009-2013. Values are the ratio of the observed cohort reductions to those expected without fishing and with  $M = 2, 1$  and  $0.5 \text{ year}^{-1}$ . The red dotted line corresponds to a cohort reduction of 0.2.

**FIGURA 7.** Reducción promedio de cohortes basada en la CPUE mensual palangrera de dorado de Ecuador relativa a valores de la CPUE en octubre para los años pesqueros (julio a junio) 2009-2013. Los valores son la razón de la reducción de cohorte observada relativa a la esperada sin pesca y con  $M = 2, 1$  y  $0.5 \text{ año}^{-1}$ . La línea de trazos roja corresponde a una reducción de cohorte de 0.2.



**FIGURE 8.** Conceptual model of the movements and spatial distribution of dorado (from Aires-da-Silva *et al.* 2016).

**FIGURA 8.** Modelo conceptual de los desplazamientos y la distribución espacial del dorado (de Aires-da-Silva *et al.* 2016).