



SEGUNDO INFORME

Convenio II: "Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2014"

Proyecto 2.6: Investigación del estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en anchoveta y sardina española, regiones XV a II, año 2014:

Anchoveta XV - II Regiones, 2014

SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA / Septiembre 2013



SEGUNDO INFORME

Convenio II: Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2014
Proyecto 2.6. Investigación del status y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de anchoveta y sardina española regiones XV a II, año 2014:

Anchoveta XV - II Regiones, 2014

SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA / Septiembre 2013

REQUIRENTE
SUBSECRETARIA DE ECONOMIA Y
EMPRESAS DE MENOR TAMAÑO

Subsecretario de Economía y
Empresas de Menor Tamaño
Tomás Flores Jaña

EJECUTOR
INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO, IFOP

Director Ejecutivo
José Luis Blanco García

Jefe División Investigación Pesquera
Jorge Castillo Pizarro

JEFE PROYECTO
T Mariella Canales Andrades

AUTORES
T. Mariella Canales Andrades
Cristian Canales Rodríguez

COLABORADORES
María Gabriela Böhm Stoffel
Jorge Castillo Pizarro



ÍNDICE GENERAL

	Página
ÍNDICE GENERAL	i
RESUMEN EJECUTIVO.....	1
1. INTRODUCCION	3
2. ANTECEDENTES	4
3. DATOS E INFORMACION.....	6
3.1 Desembarques.....	6
3.2 Composición de longitud de la captura.....	6
3.3 Pesos a la talla.....	8
3.4 Ojiva de madurez sexual	8
3.5 Crecimiento.....	8
2.6 Mortalidad natural	9
3.7 Indicadores de abundancia.....	9
3.7.1 Indicadores provenientes del Método de Producción Diaria de Huevos (MPDH)	9
3.7.2 Evaluaciones hidroacústicas.....	10
4. EVALUACION DE STOCK	15
4.1. Modelo de Evaluación del stock de anchoveta compartido Perú- Chile.....	15
4.2. Modelo de Evaluación de stock de anchoveta norte	16
4.2.1 Modelo de la dinámica del stock.....	16
4.2.2 Modelo de las observaciones y errores	17
4.2.3 Ponderadores de la información en la función objetivo	17
4.2.4 Parámetros de la Evaluación	19
5. RESULTADOS	20
5.1 Ajuste del modelo MECT	20
5.2 Indicadores del stock de anchoveta.....	24
5.3 Razón de potencial reproductivo (RPR)	27
5.4 Mortalidad por pesca	28
5.5 Diagnóstico de la anchoveta	30
5.5.1 Estimaciones de los Puntos Biológicos de Referencia	30
5.5.2 Estatus del stock de anchoveta compartido entre Perú y Chile.....	32
6. CAPTURA BIOLÓGICAMENTE ACEPTABLE – 2014	35
7. DISCUSION	41
8. CONCLUSIONES	44
9. REFERENCIAS.....	46
A N E X O S.....	49

Anexo 1: Datos y variables de estado de la evaluación de anchoveta.

Anexo 2: Northern Chilean Anchovy Stock Assessment Workshop - NCASAW, 3-7 junio 2013.

Anexo 3. Modelo MECT de evaluación para la anchoveta.

Anexo 4: Puntos Biológicos de Referencia para los principales recursos pelágicos de Chile.

Anexo 5: Código Modelo de Evaluación Anchoveta Norte.

Anexo 6: Reporte de Reuniones de Coordinación bilaterales IFOP-SUBPESCA.

Anexo 7: Datos Modelos.



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN PESQUERA



RESUMEN EJECUTIVO

Se realizó la actualización de la evaluación del stock de anchoveta compartido entre Perú y Chile a partir de un modelo estadístico cuya dinámica está representada en edades pero utiliza observaciones de captura a la talla, diferenciadas por flotas y en escala semestral para el período 1984-2013. La actualización consistió en incorporar la información del primer semestre del año en curso a la evaluación del stock anchoveta ampliando la serie de datos en un semestre. El modelo fue nuevamente ajustado utilizando la información de desembarques entre Arica y Antofagasta desde 1984 al 2013, desembarque peruano para el mismo período, biomasa acústica de la zona sur de Perú entre 1998 al 2011, biomasa acústicas de reclutas de Perú (1998, 2002-2011) y Chile (1998, 2002-2013), biomasa desovante proveniente del Método de Producción Diaria de Huevos desde 1997 al 2012 y las estructuras de tallas de los desembarques chilenos (1984 al 2013) y peruanos (1984 al 2011). Se utilizó una estimación promedio de pesos medios para el total del período de estudio. La ojiva de madurez se asume conocida al igual que la mortalidad natural, esta última constante entre semestres y edades. Las tallas son transformadas a edades mediante la simulación de una clave talla-edad constante entre semestres y dependiente de la estimación de la tasa de crecimiento somático. Los parámetros a estimar por el modelo de evaluación corresponden a los reclutamientos y mortalidades por pesca semestrales, selectividades, crecimiento y capturabilidades.

Los resultados de la evaluación de stock de anchoveta actualizada continúan mostrando similares tendencias en sus variables de estado respecto de lo informado en el primer informe de este proyecto. La evaluación de anchoveta actualizada muestra una reducción del reclutamiento y abundancia total en el último semestre de la evaluación (primer semestre del año 2013), y disminución de la biomasa total y desovante. La tendencia de largo plazo de estos indicadores, esto es 1994 al 2013 es al descenso. La razón del potencial desovante indica que los niveles de reducción de la fracción desovante de anchoveta para el primer semestre del 2013 alcanzarían un 44% de la condición sin pesca, y los niveles de mortalidad por pesca continúan al descenso debido a la baja en el desembarque por país y global. Se señala además que la condición del stock de anchoveta compartido entre Chile y Perú sería de plena explotación bajo el criterio de explotación del 40% (proxy del máximo rendimiento sostenido, MRS). Se mantiene presente que a pesar que el modelo de evaluación de anchoveta ha sido mejorado (Taller Técnico Junio 2013) aún persiste incertidumbre respecto a la edad y crecimiento somático de la especie, lo cual influencia las estimaciones de abundancia y puntos biológicos de referencia del stock. Continuar con las recomendaciones surgidas del taller del Junio, así como la revisión de los puntos biológicos de referencias (PBR) en el próximo Taller Internacional, ayudara en el corto plazo a la continua mejora de la evaluación.

Las proyecciones semestrales del stock desovante y la captura biológicamente aceptable (CBA) de anchoveta señalan que los reclutamientos futuros (2013 en adelante) de anchoveta tienen un impacto mayor en el mediano plazo sobre el stock que en el corto plazo (2013 y 2014) por lo que no impacta en forma significativa la CBA 2014. Reclutamiento futuros (2015 en adelante) de magnitud media y alta tenderán a favorecer la mantención del objetivo de manejo (MRS). Se analizó el efecto de tres criterios de explotación (escape de un 40%, 66% o 60% del stock desovante) con sus respectivos niveles de



mortalidad por pesca concluy3ndose que un criterio de escape del 40%, 66% y 60% mantendr3n al stock en plena explotaci3n en el mediano plazo. En t3rminos de las CBA 2014 propuesta para el stock de anchoveta compartido entre Per3 y Chile con distintos niveles de riesgos se concluye que estas se reducen independientes del nivel de mortalidad por pesca empleado ($F_{40\%SDR/SDR_0}$ o F_{sq}). La recomendaci3n para el stock de anchoveta de Per3 y Chile es de no sobrepasar un nivel de mortalidad por pesca de $F_{40\%SDR/SDR_0}$, y optar por niveles de capturas precautorias con niveles de riesgo de un 10 – 20% es decir una CBA de entre 290 y 450 mil toneladas, considerando las tendencias decrecientes del stock y la incertidumbre de la evaluaci3n.



1. INTRODUCCION

La anchoveta es el recurso objetivo de la pesquería pelágica de cerco de la zona norte de Chile, localizada en la XV, I y II regiones. La especie constituye un stock compartido con el Perú donde también representa el recurso objetivo de la pesquería localizada en la zona sur de este país. La pesquería del norte de Chile ha reportado 800 mil toneladas anuales promedio de desembarque pelágico desde el año 1984, lo que representa alta importancia a la economía regional y de empleos directos e indirectos, con el consiguiente beneficio económico y social.

Los desembarques de la anchoveta en Chile han presentado fuertes variaciones en la historia de la pesquería. En particular las capturas fueron bajas en el 2009 y 2010 alrededor de un 50% bajo el promedio 1984-2012 de 800 mil toneladas. Esta situación también se observó en la pesquería del sur del Perú donde en particular el año 2010 se observó una disminución de la capturas de más de un 50% bajo el promedio 1984-2012 de 560 mil toneladas. A pesar de que el desembarque de ambos países sufrió un incremento relativo el año 2011, durante el 2012 y el primer semestre del 2013 se observó una nueva disminución del desembarque total mostrándose una tendencia negativa del desembarque total del stock para el periodo 2005 al primer semestre del 2013. Esta baja es mas fuerte en el desembarque Peruano.

Además de la pesca, la variabilidad del ambiente es un factor importante que influye en las fluctuaciones de las capturas; y ello lo hace influyendo tanto en la distribución como en la abundancia del recurso, aumentando o disminuyendo su vulnerabilidad a la pesca. Los fenómenos El Niño y La Niña representan un ejemplo característico de cambios ambientales que afectan la anchoveta. Resulta especialmente importante el efecto sobre el reclutamiento, puesto que las variaciones que presenta tienen un fuerte y rápido impacto en el nivel de las capturas, lo que se explica porque la anchoveta es una especie de vida corta. Por ello es necesario que la administración pesquera cuente con información actualizada sobre la condición del recurso y del nivel de captura que es biológicamente permisible para la sostenibilidad de la pesquería cada año.

El presente informe del stock anchoveta XV, II y I Regiones contiene los resultados del diagnóstico del stock de anchoveta compartido entre Perú y Chile considerando información actualizada a junio del año 2013 así como las sugerencias y resultados del Taller de Evaluación de stock de anchoveta realizado en Junio 2013. Siguiendo los Términos Técnicos de Referencia (TTR) también se incluye una actualización y revisión de la estimación de la captura biológicamente aceptable (CBA) para el año el año 2014 bajo distintos objetivo de explotación y niveles de riesgo.



2. ANTECEDENTES

El recurso anchoveta de la zona norte es un stock transfronterizo, compartido con el sur del Perú, y constituye una unidad de stock que se distribuye entre los 16°LS (Perú) y 24°LS (Chile) (Serra, 1983; Chirichigno y Vélez, 1998). Desde 1992 y hasta el primer semestre del 2011 se realizaron talleres de evaluación conjunta de la anchoveta y sardina con IMARPE (Instituto del Mar del Perú) los que proporcionan información base para sustentar este estudio. Este intercambio que se encuentra temporalmente suspendido, implica que la información de composición de tallas de la captura de Perú e índices de biomasa estimada por acústica está actualizada solo hasta el primer semestre del año 2011. La información Chilena sin embargo se encuentra actualizada en este informe hasta el 30 de Junio del año en curso. En el caso de los desembarques Peruanos estos se encuentran actualizados a junio del 2013 utilizando la información disponible en el sitio web <http://www.imarpe.pe/>.

El nivel de información que existe sobre este recurso y el conocimiento sobre su dinámica poblacional permiten definir al stock de anchoveta de estándar incompleto para objeto de su evaluación (Serra y Canales 2013). Esto quiere decir que el nivel de información que existe es suficiente para sustentar la evaluación de stock modelo-basada no obstante existen algunas debilidades. Esta incertidumbre está asociada con la determinación de la edad y crecimiento de la anchoveta lo que justifica por ahora calificar el estándar como incompleto. Esta característica de la información de entrada fue también identificada recientemente en el Taller de evaluación de anchoveta realizado en Junio 2013 con ayuda del experto internacional en evaluación de recursos pesqueros, Dr. Chris Francis (Nueva Zelanda).

La historia de la pesquería del stock de anchoveta compartido entre Perú y Chile, comienza con el incremento del desembarque desde el año 1984 al 1994 (Figura 1a), los más altos desembarques se presentaron entre los años 1994 al 2002. Desde el año 2004 al primer semestre 2013 estos muestran una tendencia de descenso con máximos relativos. El desembarque por país muestra un cambio de dominancia. Entre los años 1984 al 2004 se puede señalar que el mayor desembarque fue realizado en Chile. Sin embargo, entre el 2005 al 2009 los mayores desembarques se realizaron en Perú. Entre las causas probables de la dominancia peruana del desembarque se encuentra el aumento del esfuerzo de pesca en la pesquería del sur del Perú debido a la mayor disponibilidad de anchoveta en el sur del Perú según lo informado por IMARPE en el 12° taller de evaluación conjunta de IFOP e IMARPE, 2008 (Serra y Canales 2013). Desde el año 2010 a junio del 2013 el desembarque chileno ha dominado el desembarque total proveniente del stock. Se postula que el incremento del desembarque chileno en el año 2011 habría estado asociado a un desplazamiento de la anchoveta del sur de Perú hacia el norte de Chile evidenciándose un incremento del desembarque particularmente en la zona de Arica (Böhm et al. 2013). Respecto del presente año, el desembarque acumulado para ambos países, Figura 1b muestra una disminución respecto de los desembarques del año 2011 y 2012 para similar semestre, siendo significativamente mayor para Perú que para Chile.

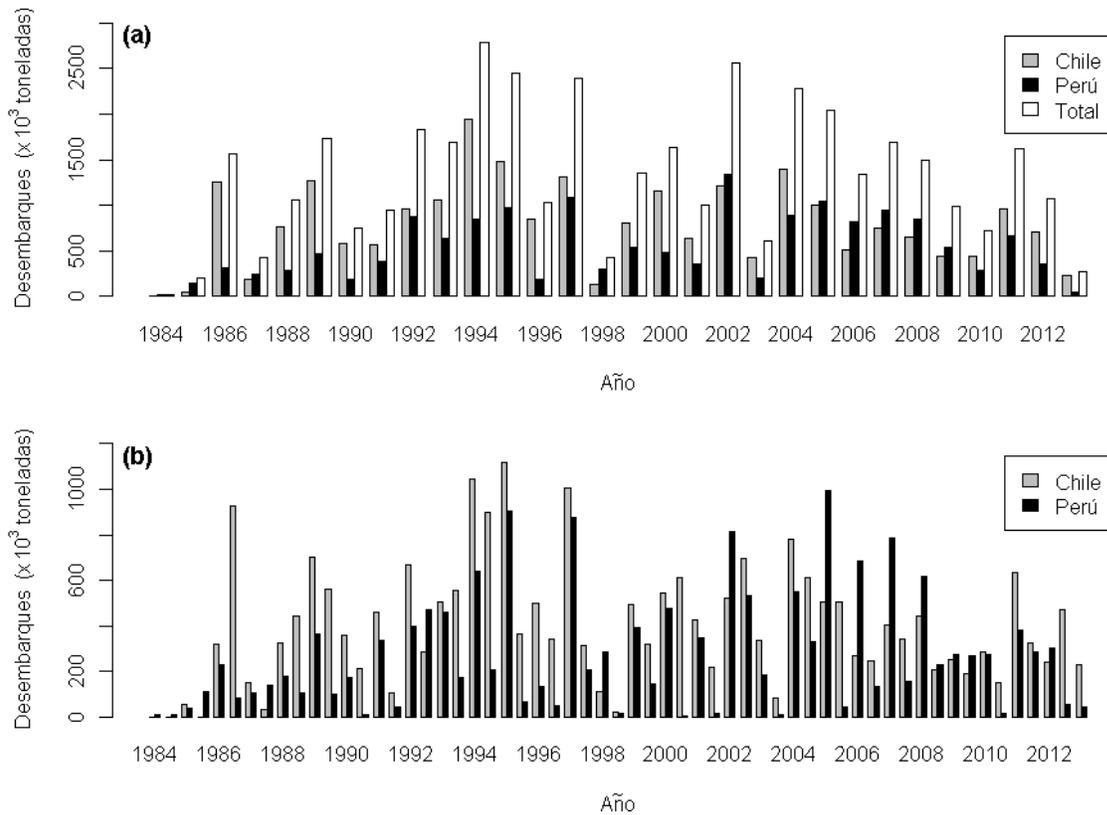


Figura 1. (a) Desembarques anuales chilenos, peruanos y totales del stock de anchoveta distribuido entre 16°LS - 24°LS (1984 - Junio 2013). (b) Desembarques semestrales de anchoveta en Perú y Chile.



3. DATOS E INFORMACION

3.1 Desembarques

Los desembarques anuales, semestrales de ambos pa3ses y total anual para la pesquer3a de anchoveta chilena y peruana (16°LS - 24°LS) se mostraron en la Figura 1a y 1b. Los valores del desembarque de ambos pa3ses pueden ser encontrados en el Anexo 1, Tabla 1. En esta pesquer3a no hay descarte por lo que el desembarque se considera confiable puesto que se registra adecuadamente durante la descarga. El nivel de mezcla con otras especies se considera bajo.

3.2 Composici3n de longitud de la captura

La composici3n de longitud de las capturas (COLOCAP) se elabora en base mensual tanto de la pesquer3a del sur del Per3 como del norte de Chile. En Per3 la expansi3n de las tallas a las capturas se realiza en base diaria y por puerto, en la pesquer3a del norte de Chile se realiza en base mensual y por macrozona hasta el 2007. Desde el 2008 se construyen por viaje dentro de cada macrozona, donde las composiciones de tallas muestrales son ponderadas por las capturas. Las macrozonas son:

- Arica: L3mite – 19° 30' S
- Iquique: 19° 30' – 21° 30' S
- Antofagasta: 21° 30' – 24° 00' S

Los COLOCAP de ambas pesquer3as se suman para obtener el total por semestre. Para la pesquer3a chilena cubren el per3odo comprendido entre el primer semestre de 1984 y el primer semestre de 2013 y para la peruana solo hasta el primer semestre del 2011.

Los COLOCAP semestrales de ambas pesquer3as muestran diferencias, captur3ndose en general ejemplares de menor talla en la pesquer3a peruana, seg3n puede apreciarse en la Figura 2 siendo esto m3s evidente desde el 2002. Se observa que en algunos de los a3os anteriores al 2002 se capturaron ejemplares de menor talla en el norte de Chile, comparado con el sur del Per3, y en otros la composici3n de tallas es similar. Sin embargo, desde el 2002 al 2011 de manera sistem3tica se capturaron ejemplares m3s peque3os en la pesquer3a peruana, lo que tambi3n se registra en los cruceros ac3sticos, incluso con mayor acentuaci3n que en la pesquer3a. Estas diferencias justifican el uso de un modelo que discrimine por flotas. Los datos utilizados en la construcci3n de la Figura 2 se encuentran condensados en el Anexo 1, Tablas 2 y 3

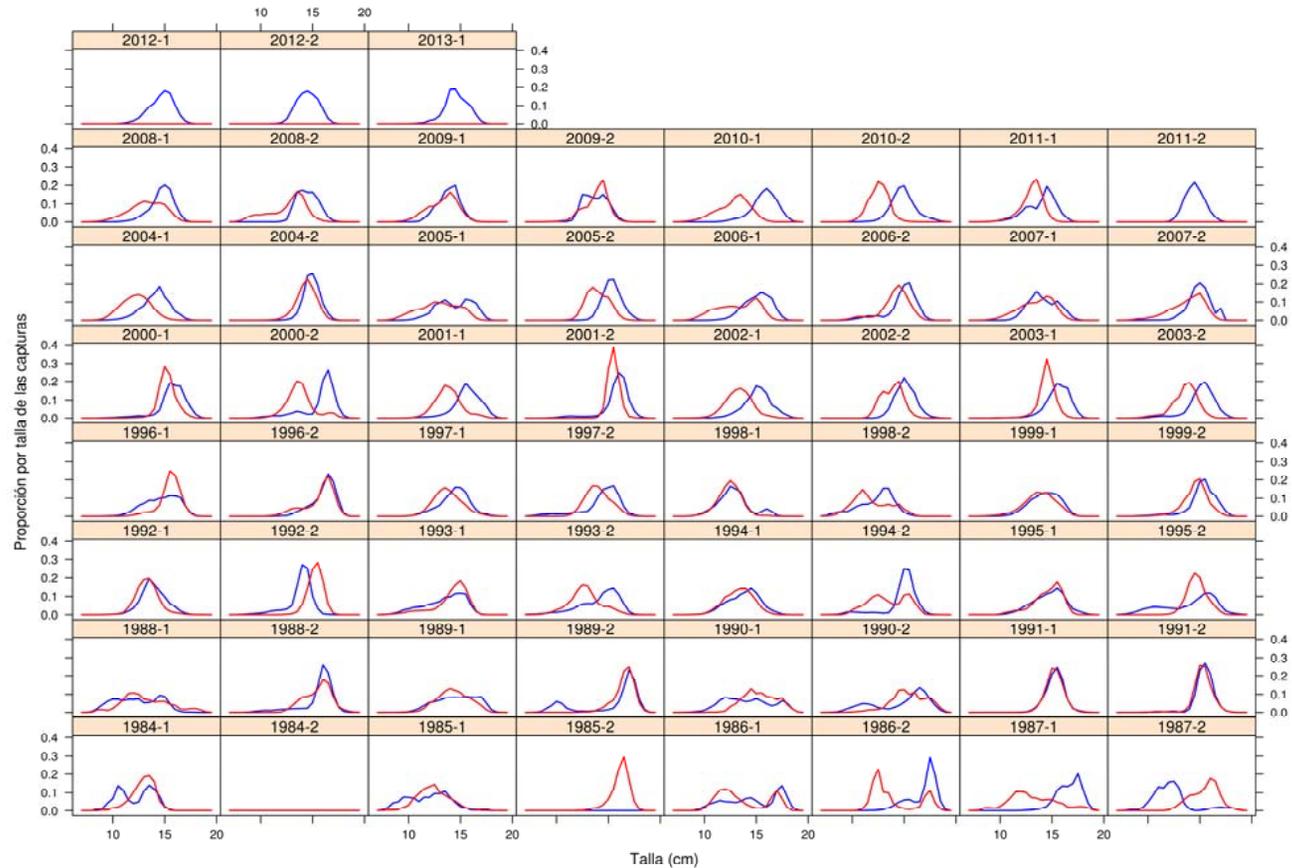


Figura 2. Proporción por tallas de las capturas semestrales en las pesquerías de anchoveta del norte de Chile (azul) y sur de Perú (rojo), primer semestre 1984 - primer semestre del año 2013. Para el sur de Perú no existe información disponible entre el segundo semestre del año 2011 y el primer semestre del 2013. El número 1 y 2 indican el primer y segundo semestre de cada año respectivamente.



3.3 Pesos a la talla

Se utiliza una sola relaci3n longitud-peso para toda la serie de a3os. Esta se obtuvo como promedio para el per3odo 1984-2010 y considera toda el 1rea de distribuci3n del stock. Los coeficientes de la relaci3n son: $a = 0.00625$ y $b = 3.02561$.

3.4 Ojiva de madurez sexual

Se utiliza la ojiva de madurez a la talla obtenida por Mart3nez *et al.*, (2009), cuya talla media de madurez corresponde a 11.5 cm en longitud total. La funci3n de proporci3n de individuos maduros a la talla se muestra en la Figura 3. Las observaciones correspondientes a la ojiva se encuentran contenidas en la Tabla 4, Anexo 1.

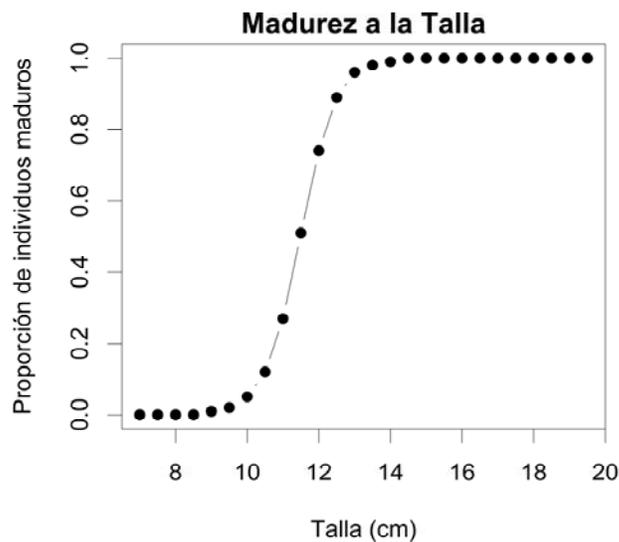


Figura 3. Proporci3n de hembras maduras a la talla de anchoveta Mart3nez *et al.*, (2009),

3.5 Crecimiento

Como se mencion3 en el informe de Serra y Canales (2013) los resultados del proyecto FIP 2009-17 "Revisi3n de la asignaci3n por grupo de edad en la anchoveta de la zona norte" produjeron alta incertidumbre en la determinaci3n de la edad y crecimiento de la anchoveta. Los resultados del estudio sugieren un crecimiento mucho m1s r1pido en la etapa juvenil provocando fuertes dudas sobre la determinaci3n de edad leyendo la macro-estructura de los otolitos con los criterios de interpretaci3n existentes. Estos resultados sugieren una din1mica mucho m1s r1pida que la establecida para las especies de *Engraulis* de otros ecosistemas de surgencia de borde oriental tales como Butler (1989), Waldron *et al.* (1989 y 1992), Melo (1984) y Prosch (1986), adem1s de lo establecido anteriormente en Chile. Los resultados encontrados motivaron la ejecuci3n de un nuevo



proyecto para dilucidar algunas dudas sobre los resultados. El nuevo estudio (Plaza *et al.*, 2012) finalizó en junio del 2012 pero las dudas se mantienen en cuanto a la rapidez del crecimiento de los juveniles. Cabe agregar que tanto la anchoveta de sistema de surgencia de borde oriental como California (*E. mordax*) como la de Sudáfrica (*E. capensis*) alcanzan su madurez al año de edad con una talla alrededor de 11 cm Lt, talla similar a la que la anchoveta del norte de Chile alcanza su primera madurez (11.5 cm Lt) lo que también contribuye a generar dudas.

Durante el Taller de Evaluación de stock de la anchoveta norte realizado entre 3 y 7 Junio de 2013 se ratificó lo anterior, señalando a los aspectos de edad y crecimiento como la principal fuente de incertidumbre en la evaluación del stock anchoveta. A pesar de ello y frente a la necesidad de llevar a cabo un análisis de sensibilidad a los parámetros de crecimiento se utilizó como información de entrada al modelo de evaluación de stock los parámetros de la función de crecimiento de la anchoveta de la zona norte re-estimados utilizando el método de López y Veiga (1979). En esta re-parametrización se corrige t_0 utilizando la longitud de la larva en la eclosión lo que permite una mejor estimación de k cuando faltan datos de los peces menores de 1 año. Los resultados correspondieron a: $L_\infty = 20.43$ cm, $k = 0.66$ y $t_0 = -0.022$ año⁻¹ (Serra y Canales, 2013). También en la oportunidad se utilizaron las estimaciones de Plaza *et al.* (2012) correspondientes a $L_\infty = 19.31$ cm, $k = 1.33$ y $t_0 = -0.28$ año⁻¹.

2.6 Mortalidad natural

Se utilizó un valor de $M=1.0$ (año⁻¹) para la tasa de mortalidad natural (M), valor usado como constante para todas las edades y años. El valor fue revisado por Serra *et al.* (2001) y para cada semestre se utilizó el valor de $M=0.5$ (semestre⁻¹). También se calculó la mortalidad natural utilizando los parámetros de crecimiento de Plaza *et al.* (2012) para efectos del Taller de Evaluación. Para ello se utilizaron los métodos de Hoening (1983) y Pauly (1980) obteniéndose un valor de $M=2.0$ (año⁻¹) (Anexo 2).

3.7 Indicadores de abundancia

3.7.1 Indicadores provenientes del Método de Producción Diaria de Huevos (MPDH)

Biomasa desovante

Las estimaciones actualizadas de biomasa desovante al 2012 y disponible para la evaluación de stock se entregan en la Tabla 4 (Anexo 1). La fuente corresponde a los proyectos FIP y el método se encuentra contenido en Claramunt *et al.* (2007). Para propósitos de la evaluación de stock, el índice de biomasa desovante estimada utilizada en este análisis corresponde a la serie recalculada con el método “multinomial” (Serra y Canales, 2010) por presentar mayor objetividad en la datación de los estadios de desarrollo de los huevos.



Índice de ictioplancton

El índice de ictioplancton (números de huevos/0.05 m²) actualizado y disponible al 2012 se muestra en la Tabla 4 (Anexo 1). Este corresponde a la densidad promedio de las estaciones positivas de huevos de anchoveta muestreadas en el MPDH.

Estos dos índices fueron usados en la evaluación de stock de anchoveta de mayo de 2013 como indicadores de la biomasa desovante en el modelo. La Figura 4, muestra la baja consistencia de los índices en términos de la correlación de ambas piezas de información para mostrar tendencias equivalentes para la misma variable en el modelo de evaluación, es decir, la biomasa desovante. Los años: 1992, 1995, 1999 2001, 2003, 2006, 2008 y 2012 son los menos correlacionados.

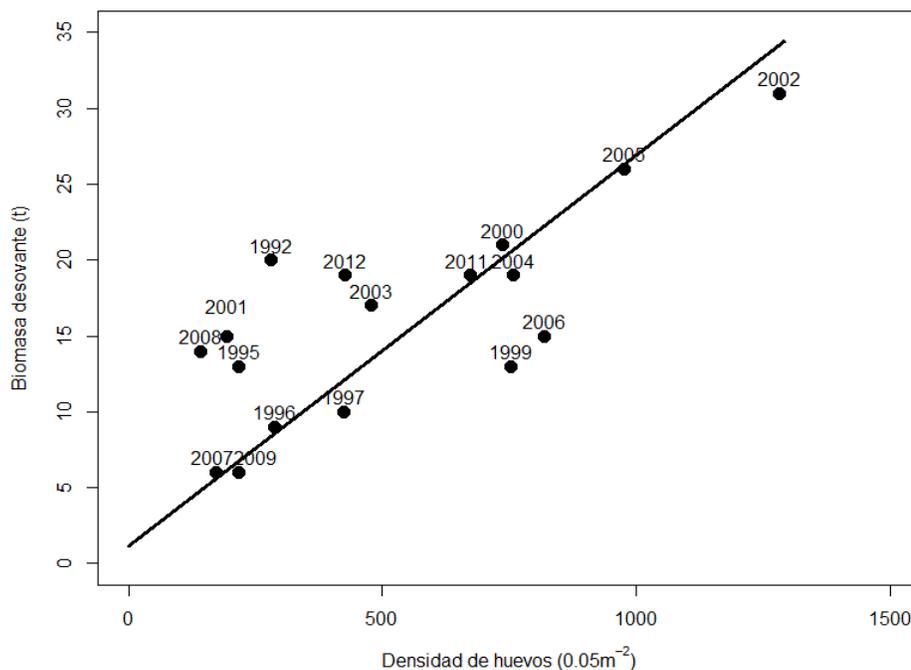


Figura 4. Índice de ictioplancton versus la biomasa desovante estimada por el MDPH (1992-2011) ($R^2=0.55$, valor- $p=0.00038$).

3.7.2 Evaluaciones hidroacústicas

Los índices provenientes de las evaluaciones hidroacústicas incluyen la biomasa total Perú, biomasa reclutas estimada por cruceros acústicos en el sur del Perú realizados durante los veranos de 1998 al 2011 y la biomasa de reclutas para el norte de Chile (Castillo *et al.*, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013) (Tabla 6, Anexo 1). Los cruceros peruanos fueron realizados entre febrero-marzo en Perú, con la



excepción del 2009 que fue realizado a comienzos de abril. Para el sur del Perú se incluye también la estructura de tamaños disponible de la biomasa total estimada para los años 2002 al 2007 (Figura 5).

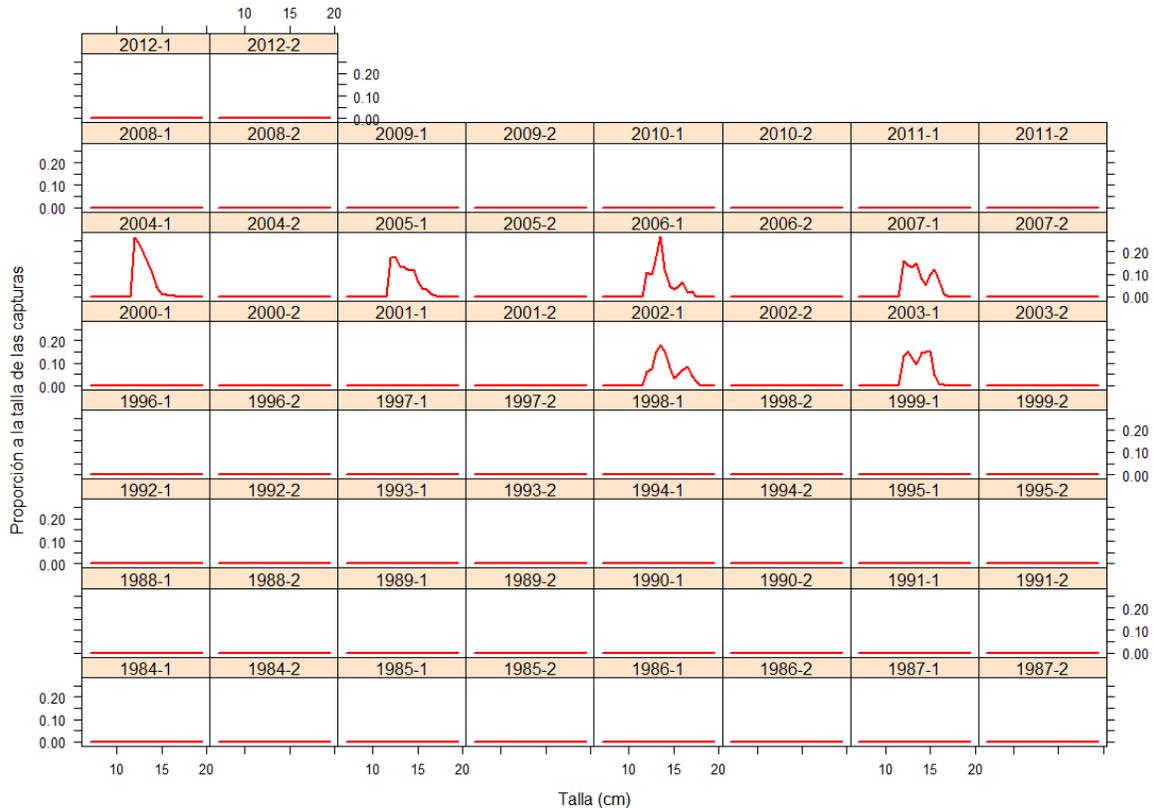


Figura 5. Proporción a la tallas de las capturas semestrales en la evaluación hidroacústica del sur del Perú, 2002-2007.

El Cuadro 1, muestra un resumen de la temporalidad de las evaluaciones directas llevadas a cabo en el Norte de Chile. Anterior al año 2007 los cruceros se realizaban en distintos meses, ya que el criterio era muestrear el reclutamiento máximo basado en el desove máximo. Este criterio se cambió desde el año 2008 en adelante manteniendo una temporada fija para el crucero de reclutamiento cada año. La estructura de tallas de las captura de los cruceros de reclutamiento de anchoveta hasta mayo 2013 no se encontraba disponible, sin embargo durante el Taller de Evaluación de Stock Anchoveta realizado en Junio pasado se discutió su incorporación. Se concluyó que debido a la alta variabilidad (ausencia de un patrón constante entre años) que estas presentaban se optó por dejarlas fuera de la evaluación de stock pero no así su biomasa limitándose al estimado de biomasa a aquellos individuos cuya talla es menor a la talla media de madurez sexual (ver Anexo 2).



Cuadro 1. Período de realización de los cruceros hidroacústicos de anchoveta de la zona Norte. (*)
Biomasa acústica corregida por el sesgo de orilla.

Nombre crucero acústico	año	Noviembre				Diciembre				Enero				Febrero				
		1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	
RECLAN9601	1996									x	x	x						
RECLAN9611	1997		x	x	x													
RECLAN9801	1998									x	x	x						
RECLAN9811	1999			x	x	x												
RECLAN0001	2000									x	x	x						
RECLAN0012	2001					x	x	x										
RECLAN0111 (*)	2002			x	x	x												
RECLAN0702	2007													x	x	x		
RECLAN0712	2008																	
RECLAN0812	2009					x	x	x										
RECLAN0912	2010					x	x	x										
RECLAN1012 (*)	2011			x	x	x	x											
RECLAN1112	2012			x	x	x	x											
RECLAN1212(*)	2013			x	x	x	x											

Tanto el índice hidroacústico de reclutamiento del Perú como de Chile son utilizados en el modelo de evaluación de stock de anchoveta como indicadores del reclutamiento del stock anchoveta distribuido entre los 16°LS-24°LS. En la Figura 6a se comparan las trayectorias de las biomasa de reclutas estimadas en el sur del Perú y norte de Chile. Se aprecia la caída de los reclutamientos en el 2006 en el Perú, disminución que no se observa con la misma intensidad en Chile. El año 2010 se muestra un notable reclutamiento para el sur del Perú no así para el norte de Chile. El reclutamiento correspondiente al primer semestre del 2013 en Chile señala que esta habría sido de baja magnitud y similar a la del año 2012. No se dispone de información para el año 2012 y 2013 para el Sur del Perú (Figura 6a). La Figura 6b, intenta medir el nivel de correlación lineal entre los reclutamiento chilenos y peruanos para ver si indican una tendencia similar. Se observa que los años en que los valores de reclutamiento son similares corresponden a 1995, 1998, 2007, 2009, los años más disimiles en nivel de reclutamiento son los años 2010 y 2011. El nivel de correlación entre ambos índices fue bajo $R^2=0.19$, valor- $p=0.922$.

Hasta mayo del año 2013 la evaluación de stock de anchoveta (Serra y Canales, 2013) contempló como índices: i) la biomasa total acústica estimada en Perú, ii) la biomasa desovante en el norte de Chile estimada por el MPDH y también la densidad de huevos (número de huevos en 0.05 m²) de anchoveta en el plancton también proveniente del muestreo realizado por el MPDH, iii) las biomasa acústicas de reclutas del sur del Perú y de reclutas para el norte de Chile. Durante Junio del año en curso y en el contexto del Taller de Evaluación de Stock de anchoveta zona norte (Anexo 2) se realizó una revisión de todas las fuentes de información utilizada en la evaluación de stock de anchoveta hasta mayo 2013.

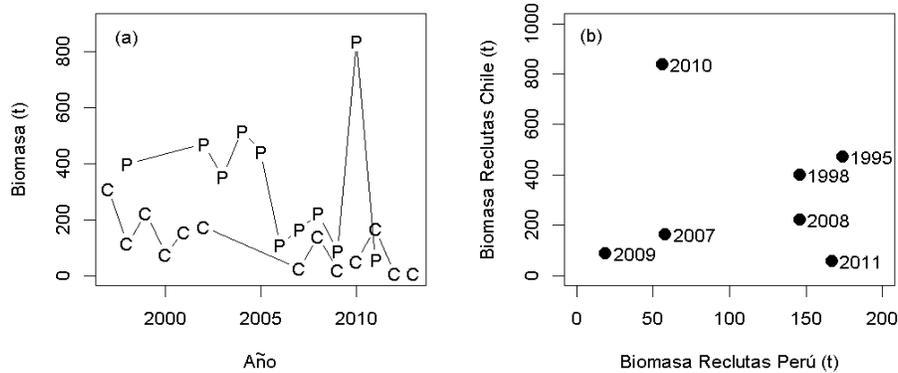


Figura 6. (a) Comparación de la biomasa de reclutas de anchoveta estimada en el sur del Perú y norte de Chile (C=Chile, P=Perú). (b) Correlación entre los reclutamiento observados de Perú y Chile ($R^2=0.19$, valor- $p=0.922$).

Como resultado algunos índices fueron modificados, otros extraídos y además se incorporaron los coeficientes de variación de algunos de ellos (Anexo 2). Así, con el objetivo de representar adecuadamente las variables de estado del modelo, la biomasa acústica del Perú incluyó solamente los individuos ≥ 12 cm. En el caso de los indicadores provenientes del MPDH se finalizó incluyendo solo la estimación de biomasa desovante y se excluyó la densidad de huevos para así evitar la redundancia de información y a la vez potenciar un indicador más completo como la biomasa desovante por MPDH que incorpora tanto la información de adultos como estadios tempranos.

La Figura 7, muestra una comparación de la información utilizada en la evaluación de stock hasta mayo de 2013 (Serra y Canales 2013) y la actual incorporando la actualización de información al 30 junio del año en curso, manteniendo presentes las modificaciones introducidas al modelo de evaluación en el Taller (Anexo 2). En el caso de la Biomasa acústica Peruana (Figura 7a) la remoción de los reclutas desde la serie implicó en algunos casos una reducción de la biomasa observada. Este índice ahora representa la fracción adulta de anchoveta en Perú. En el caso del índice de Reclutas de Chile (Figura 7b) donde se removieron todos los adultos, se generaron algunas pequeñas variaciones respecto de lo que existía antes. El índice de reclutas peruano (Figura 7c) no sufrió modificaciones así que ambas series coinciden. En el caso de la biomasa desovante Chilena proveniente del MPDH (Figura 7d) solo se incluyeron los datos del periodo 1997 al 2012, y la serie de ictioplancton fue removida de la evaluación de stock. En el primer caso el criterio de extraer las estimaciones de los años 1992, 1995 y 1996 se mantuvieron, esto es, se excluyen debido a que el área de cruce en estos años fue notoriamente menor que la de los años siguientes, lo que afecta la consistencia de la serie (Serra y Canales 2013) así las series son similar entre los años 1997 al 2012.

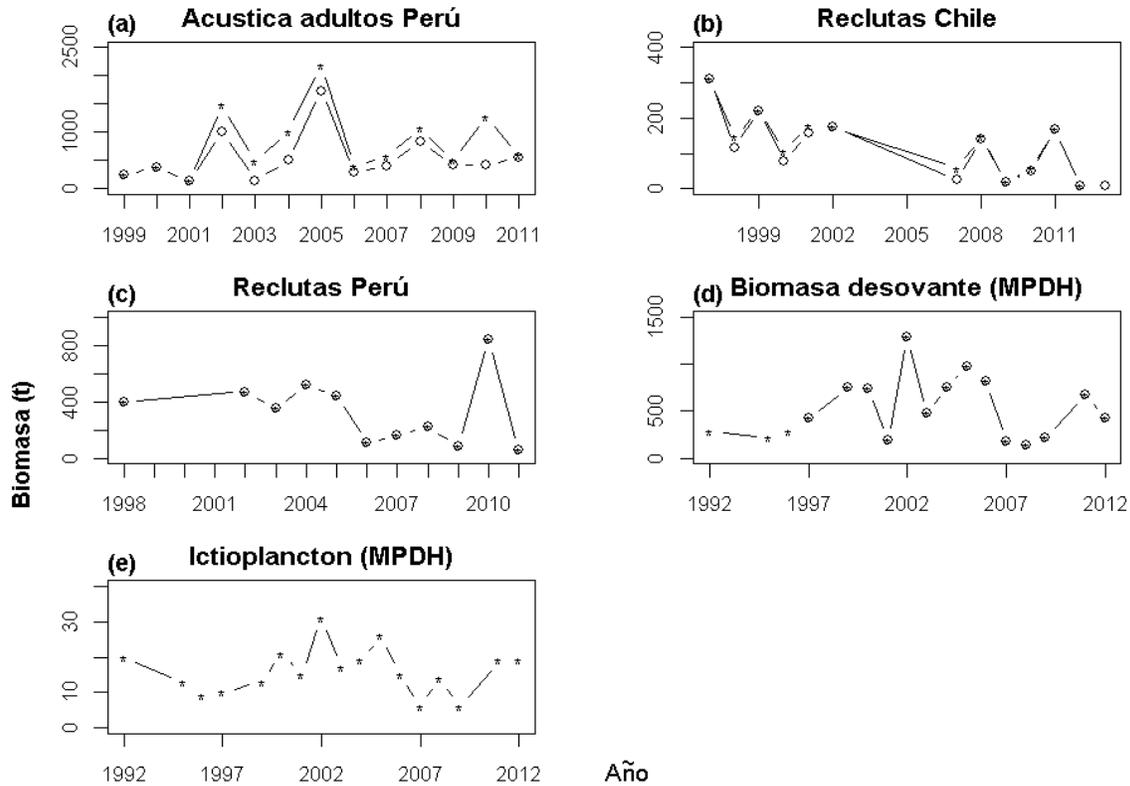


Figura 7. Comparación de la información en la evaluación de stock a mayo 2013 (líneas punteadas, -*) e incorporando datos al 30 de junio de 2013 (líneas con círculos, -°-). En el caso del Ictioplancton (Figura 7e) la hay ausencia de la línea con círculos indica la remoción de la serie de observaciones de la evaluación de stock de anchoveta.

El Cuadro 2 muestra un resumen de la temporalidad de los índices usados en la evaluación de stock con la data actualizada a Junio 2013. Por otro lado, se mantuvieron las estructuras de tallas de las capturas de anchoveta en Perú y Chile, así como la estructura de tallas de anchoveta de la acústica de Perú, como se presentaron en la Figuras 2, 3 y 5.

Cuadro 2. Índices utilizados en la evaluación del stock de anchoveta y actualizados a Junio 2013.
BT: biomasa total; BR: biomasa reclutas; y BD: biomasa desovante por MPDH.

Pesquería	BT acústica	BR acústica	BD MDPH
Sur Perú	1999-2011	1998, 2002-2011	
Norte Chile		1997-2002, 2007-2013	1997-2012



4. EVALUACION DE STOCK

4.1. Modelo de Evaluación del stock de anchoveta compartido Perú-Chile.

4.1.2 Desarrollo del modelo de evaluación de anchoveta

La evaluación de stock de anchoveta estuvo basada en un Modelo Estadístico de Captura a la Edad (MECE) desde el año 2002 y hasta el 2010. En Octubre del año 2010 se introdujo como alternativa un Modelo Estadístico de Captura a la Talla (MECT). Este cambio se debió a las dudas existentes en la determinación de la edad de la anchoveta, y también a que la escala anual pudiera no representar de manera adecuada la dinámica del recurso debido a que se verifica un extenso periodo de desove, o al menos dos máximos por año biológico y presencia de reclutas casi durante todo el año. Sumado a lo anterior el status de anchoveta fue reiteradamente más positivo a los niveles de capturas registrados entre el 2007 y el 2010 señalando la necesidad de una revisión de la evaluación. Considerando estos aspectos y para independizarse de la determinación de la edad se optó por usar: i) la estructura de tallas de las capturas como variables observadas, pero se continuó con una dinámica en edades a través de la simulación de una talla clave edad que es constante en el tiempo y que depende de los parámetros de crecimientos estimados (k , L_{∞}) dentro del modelo de evaluación; ii) para dar cuenta del extenso periodo de desove y reclutamiento se trabajó a escala semestral asumiendo además la existencia de dos reclutamientos por año. Estas dos modificaciones al modelo de evaluación de stock (MECE) llevaron a concluir que el modelo MECT mejoraba el ajuste y además representaba mejor la dinámica del recurso (Serra y Canales, 2010). Una siguiente modificación al modelo de evaluación tuvo lugar en Septiembre de 2012 (Serra y Canales, 2012) cuando se introdujo la diferenciación por flotas debido a que los patrones de explotación son distintos en Perú y Chile lo que observa en la composición de tallas de la captura, esto a sugerencia del Taller de Evaluación de Recursos de Junio de 2012 (Serra y Canales, 2012). La modificación introducida si bien no genero diferencias significativas desde el punto de vista de las variables de estado del stock y del ajuste del modelo, si permitió representar mejor vulnerabilidad del stock por ambas flotas (Serra y Canales, 2013).

A pesar de las mejoras introducidas a la evaluación de anchoveta y al hecho que el modelo es considerado en desarrollo, la incertidumbre en la edad y crecimiento y la falta de sensibilidad del modelo a los índices de abundancia motivaron a que entre el 3 y 7 Junio de 2013 se llevara a cabo el Taller de Evaluación de Stock de Anchoveta del Norte de Chile con la participación del experto internacional en evaluación de recursos pesqueros Dr. Chris Francis (Anexo 2). Los objetivos del Taller entre otros fueron la revisión de los datos, el modelo de evaluación, y la identificación de las principales fuentes de incertidumbre. En la oportunidad se revisó cada pieza de información utilizada en la evaluación de mayo de 2013 y se realizaron algunas modificaciones buscando consistencia y evidencia entre el (los) indicador(es) y el proceso modelado. Se examinó el modelo de evaluación y sus supuestos estableciéndose un modelo base el cual estuvo basado en una modificación del MECT considerando dos flotas (Serra y Canales 2013) pero donde se ha independizado la



estimación de la tasa de crecimiento, k , de la longitud asintótica (L_{∞}) siguiendo la aproximación de Schnute y Fournier (1980). Posteriormente, y utilizando el modelo base se realizó un análisis de sensibilidad a las piezas de información (Anexo 2) y supuestos del modelo. Esto permitió identificar las principales fuentes de incertidumbre en la evaluación y recomendaciones de estudios posteriores orientados a mejorar la evaluación de stock anchoveta. Las principales recomendaciones del Taller fueron no introducir modificaciones al modelo de evaluación y posponer su revisión por pares hasta que exista una conclusión final respecto a la dinámica de edad y crecimiento de anchoveta. El detalle del análisis de sensibilidad, así como del escenario seleccionado para el diagnóstico y las recomendaciones que nacen del Taller se resumen en el Anexo 2.

4.2. Modelo de Evaluación de stock de anchoveta norte

4.2.1 Modelo de la dinámica del stock

El modelo de evaluación de stock de anchoveta corresponde a un modelo estadístico de captura a la talla diferenciado por flotas. Este modelo como se señaló en la sección anterior corresponde al modelo presentado por Serra y Canales (2013) que en este informe utiliza la aproximación de Schnute y Fournier (1980) la cual toma la estructura de las tallas medias y desviaciones estándar en tallas para varias clases de edades y estima la tasa de crecimiento k , independizándose de la longitud asintótica L_{∞} . Es necesario mencionar que hasta mayo de 2013, tanto k como L_{∞} eran estimados dentro del modelo. La aproximación de Schnute y Fournier (1980) fue implementada para evitar los efectos de correlación entre k y L_{∞} .

La anchoveta es una especie de vida corta, que tiene un período de desove prolongado, comenzando durante el invierno austral y extendiéndose a través de la primavera para comenzar a declinar hacia fines del verano. El máximo de desove frecuentemente se observa en agosto. Consistente con ello el reclutamiento a la pesquería también se observa durante gran parte del año, registrándose un máximo durante el comienzo del verano. El periodo prolongado de desove y reclutamiento ha determinado que la escala de la dinámica poblacional usada sea al menos a nivel de semestre. El modelo asume que el reclutamiento ocurre a comienzo de cada semestre. Las edades parten de 0.5, la que en el modelo corresponde a la edad de reclutamiento a la pesquería, y aumentan en intervalos de 0.5 años; las edades se extienden hasta los 4,5 años de vida (Anexo 3, Cuadro 1).

Durante la evaluación de stock de Junio 2013, se continuó estimando el reclutamiento semestral como perturbaciones estocásticas tomadas desde una distribución de probabilidad lognormal. Como se describió en Serra y Canales (2013) este enfoque se debe a que la relación stock-recluta (S/R) no es posible de identificar debido a la alta variabilidad de los datos, mostrando similares resultados a los que se obtienen desde la estimación de perturbaciones estocásticas (Anexo 3, Cuadro 1).

La mortalidad total de la anchoveta (Z , semestre⁻¹) también ocurre a escala semestral y está determinada por la mortalidad natural (M semestre⁻¹) y la mortalidad por pesca (F semestre⁻¹). La mortalidad por pesca semestral a su vez es la suma de la mortalidad por pesca semestral



ocasionada por la flota peruana y chilena. La F de cada flota es ponderada por un efecto edad-específico (selectividad) que se considera invariable entre semestres y años representada por una forma funcional del tipo logística (Anexo 3, Cuadro 1).

La dinámica de la anchoveta toma lugar en edades las cuales son transformadas a tallas a través de la simulación de una clave talla-edad que describe la probabilidad de la talla respecto de la edad. Así se determina la distribución de las tallas para cada grupo de edad, la cual es constante entre semestres. Mediante estas se transforman las estimaciones de capturas a la edad predichas por el modelo para contrastarlas con las composiciones de tallas de capturas observadas. Como se mencionó anteriormente la construcción de esta clave talla edad simulada y asumida constante a través del tiempo depende de la estimación de los parámetros de crecimiento k , de la diferencia en las tallas media de dos grupos de edad l_1 y l_2 , de la desviación estándar de la l_1 y de la diferencia de las desviaciones estándar entre l_1 y l_2 (Anexo 3, Cuadro 1).

4.2.2 Modelo de las observaciones y errores

Las capturas se supone representan una expresión continua de la mortalidad por pesca al interior de cada semestre y siguen la ecuación de captura de Baranov (Anexo 3, Cuadro 2), las cuales son estimadas en edades. Las transformaciones de la captura en edades a tallas al igual que el crucero de adultos de Perú se realizan utilizando la clave talla edad simulada descrita en la sección anterior. Los desembarques estimados emergen como el producto de la capturas por los pesos medios teóricos. Los índices de biomasa por su parte, se suponen representan una fracción de la población a la época del año en que se realiza la observación (Anexo 3, Cuadro 2).

Los modelos de los errores para los índices de biomasa y las capturas asumen una distribución lognormal y la proporción de la captura a la talla una distribución multinomial. La función objetivo emerge como la suma de la estructura del error de cada una de las observaciones (Anexo 3, Cuadro 3).

4.2.3 Ponderadores de la información en la función objetivo

En ambos modelos las distintas piezas de información son integradas en el análisis bajo un enfoque estadístico y se suponen una muestra de variables aleatorias con funciones de probabilidad conocidas.

4.2.3.1 Coeficientes de variación (distribución lognormal)

Los coeficientes de variación (CV) que son asignados a los distintos índices de abundancia miden el nivel de desviación que tienen los datos respecto del valor central verdadero como parte del error de observación. El coeficiente de variación tiene relevancia en las estimaciones pues es inversamente proporcional al peso que tiene una determinada fuente de datos en la verosimilitud total. Estos factores son a menudo consensuados entre especialistas y es común asumir desviaciones que reflejen el nivel de exactitud relativa que se tienen a ciertas piezas respecto de la medición realizada.



Comúnmente se asignan bajos niveles de incertidumbre a los desembarques y mayores a los cruceros, esto por el hecho que los desembarques son mediciones consideradas cuantificables y no así las estimaciones de biomasa, por cuanto los cruceros están sujetos a variados criterios y consideraciones en sus estimaciones de una población “no observable”, suponiéndose entonces que ellos tienen mayor incertidumbre.

El Cuadro 3 muestra los ponderadores (CV) utilizados en la evaluación de junio 2013 comparados con los de mayo de 2013. Estos valores son diferentes respecto de la evaluación previa (Serra y Canales, 2013) donde el CV de los desembarques se asumían 0.05 y el de la biomasa proveniente del MPDH 0.3 para todos los años. En la actual evaluación de stock el CV del desembarque fue asumido igual a 0.01, y para la biomasa desovante se asumió 0.3 entre 1984 y 1996, y entre los años 1997 al 2012 se utilizaron los coeficientes de variación obtenidos a partir de los datos empíricos (Tabla 3, Anexo 2). Respecto a los CV de las biomásas acústicas estos no fueron modificados. Cabe hacer notar que en la presente actualización de la evaluación de anchoveta los CV se mantuvieron constante, esto equivalentes a los utilizados en Junio de 2013 (Cuadro 3).

Cuadro 3. Ponderadores (CV) de la función objetivo para cada índice de la evaluación de anchoveta

Serie de observaciones	CV - Mayo 2013	CV - Junio 2013*
Desembarque Chile y Perú	0.05	0.01
	0.3	0.30 (1984-1996)
Biomasa desovante MPDH		(ver Anexo 2, Tabla 3, para período 1997-2012)
Biomasa adulta Perú	0.4	0.40
Biomasa reclutas Perú	0.3	0.30
Biomasa reclutas Chile	0.3	0.30

Durante Septiembre de 2013 la evaluación mantuvo los mismo CV que los utilizados en Julio 2013 y consensados en el Taller Técnico (Anexo 2)*.

4.2.3.2 Tamaño de muestra efectivo (distribución multinomial)

Un aspecto importante revisado en el Taller de evaluación de stock de anchoveta fue la modificación de los tamaños de muestra o ponderadores de la composición de tallas de las capturas y evaluación directas siguiendo el método propuesto por Francis (2011). Los detalles del procedimiento completo se encuentran contenidos en el Anexo 2, Sección 3.1 de este reporte. El Cuadro 4 muestra el resumen de los valores de tamaños de muestra finales utilizados en la evaluación para cada flota y observación directa de Perú. Durante la presente actualización de la evaluación de stock de anchoveta los tamaños de muestra se mantuvieron equivalentes a como se muestra en el Cuadro 4.



Cuadro 4. Tamaño de muestra para cada serie de estructuras de tallas de la evaluación de anchoveta.

Composición	Periodo	Tamaño de muestra
Cruceros	1984-2012	8
Flota Chilena	1984-2000;2001-2013	4.2;12.3
Flota Peruana	1984-2000;2001-2012	4.2;12.3

4.2.4 Parámetros de la Evaluación

El modelo de evaluación de stock de anchoveta contiene un número total de 197 parámetros (Anexo 5). De estos, seis (6) corresponden a parámetros de la selectividad de la flota chilena, peruana y crucero acústico del Perú. Las desviaciones de los reclutamientos semestrales, el reclutamiento medio y las abundancias iniciales del stock en edades constituyen 68 parámetros. Las mortalidades por pesca mensuales para ambas flotas en total suman 118 parámetros. El modelo asume que todos los índices son indicadores relativos de la biomasa del reclutamiento de Chile y Perú, biomasa desovante de Chile y biomasa adulta del Perú, por tanto se estiman cuatro capturabilidades. Respecto del crecimiento somático de la anchoveta solo la tasa de crecimiento k es un parámetro a estimar.



5. RESULTADOS

5.1 Ajuste del modelo MECT

5.1.1 Datos observados versus ajustados

Durante el Taller de Evaluación de stock de anchoveta de Junio 2013, se estableció un modelo base, y se llevó a cabo un análisis de sensibilidad a los supuestos del modelo (Reclutamiento y selectividad) y a los datos del modelo (mortalidad natural, índice de ictioplancton y biomasa desovante) y a la estimaciones de tasa de crecimiento somático (k) y tallas medias (L_1 y L_2). Lo que se concluye en términos del ajuste de los índices del modelo es que bajo las modificaciones introducidas los ajustes se mantienen sin mayores variaciones entre escenarios, sin embargo, la variabilidad de la tallas media de la capturas y la tallas media a la edad varían significativamente entre escenarios, ellos debido a que son sensibles a las estimaciones de crecimiento y selectividad. Del análisis se concluye que el mejor escenario estaría representado por el S2 (Anexo 2). En el presente informe tanto el status como la captura biológicamente sustentable fueron actualizadas sobre la base del modelo correspondiente al escenario S2 consistentemente con el Primer Informe de Evaluación (Canales et al 2013).

Actualizando la información de la evaluación a Junio de 2013, no se observaron variaciones importantes en el ajuste respecto de lo informado en Julio pasado. El ajuste de los índices de reclutamiento para Perú y Chile (Figura 8b y 8c) muestra una relativa consistencia en el sentido que desde el año 2000 en adelante ambos señalan una tendencia hacia un descenso de la biomasa de los individuos <12 cm de anchoveta en Perú y Chile. Más aun la observación de reclutamiento para el año 2013 en el área chilena de distribución del stock compartido mostro un nivel de reclutamiento para el primer semestre del año 2013 similar al primer semestre del año 2012 (Figura 8b) que la evaluación reproduce muy cercanamente. La misma tendencia se observa para el ajuste de la biomasa desovante estimada por el MPDH desde el año 2000 (Figura 8c) cuyo ajuste no vario en forma importante con la actualización de información. El ajuste del índice de biomasa de adultos del Perú (Figura 8a) no muestra tendencia lo que está asociado a la alta variabilidad de las observaciones, sumado a que la baja ponderación de la serie de observaciones hace que el modelo reproduzca sola una tendencia promedio del índice. La actualización de la información no produjo diferencias significativas en el ajuste de este índice (Figura 8d).

Respecto del ajuste de las estructuras de tallas (Figura 9 y 10) de la captura de Chile y Perú este se mejora en ambas series desde comienzos de los 1990. Esto posiblemente a una mayor estabilidad de las estructuras de tallas observadas en ambos países desde ese año en adelante y al hecho que este escenario considera un patrón de explotación constante para todo el periodo de estudio. Esto último también explicaría la falta de ajuste a comienzos de la serie. Para el primer semestre del año 2013, la estructura de la captura de anchoveta en Chile predicha muestra un grupo modal principal similar al de años anteriores muy cercano al observado. La estructura de tallas de la biomasa adulta



del Perú muestra variabilidad en sus modas. El ajuste en general reconoce un solo grupo modal para la biomasa del Perú (Figura 11).

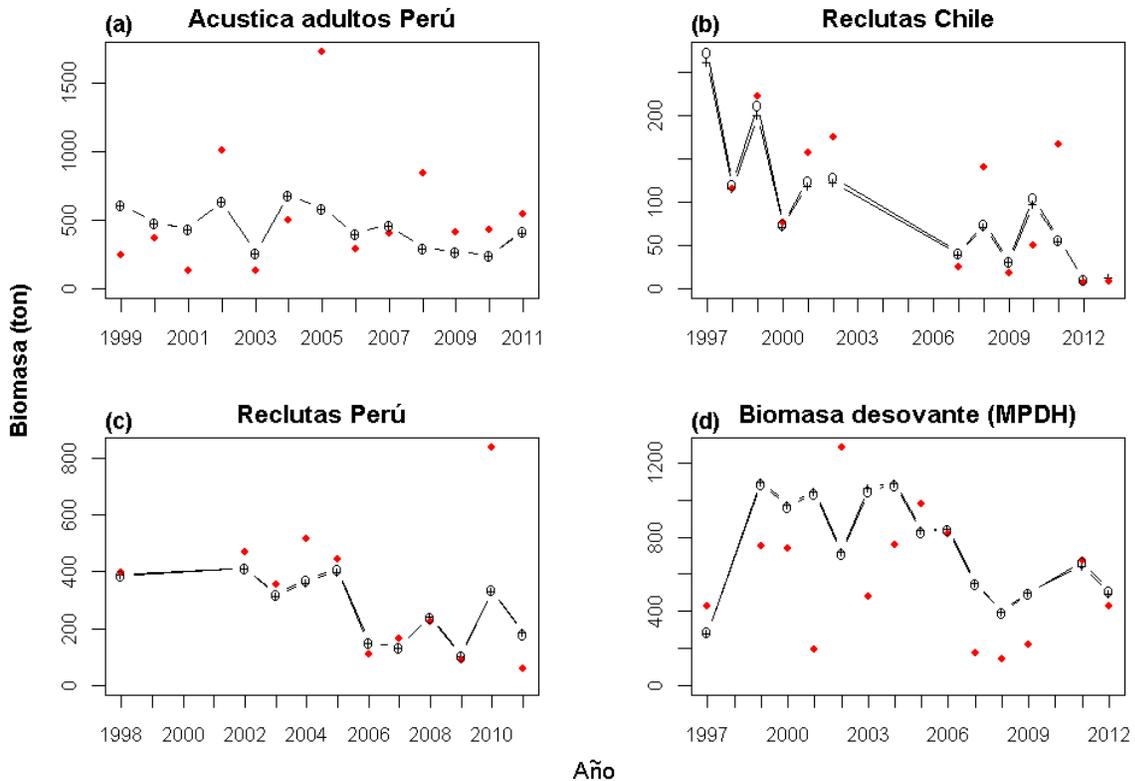


Figura 8. Ajuste del modelo evaluación de anchoveta. Los índices auxiliares corresponden a (a) biomasa acústica del Perú, (b) biomasa de reclutas Chile, (c) biomasa de reclutas Perú y (d) biomasa desovante del MPDH. Comparación del ajuste entre la evaluación de stock a septiembre 2013 (líneas punteadas, +-) y la de junio de 2013 (Canales *et al.* 2013) (líneas con círculos). Los círculos rojos corresponden a las observaciones.

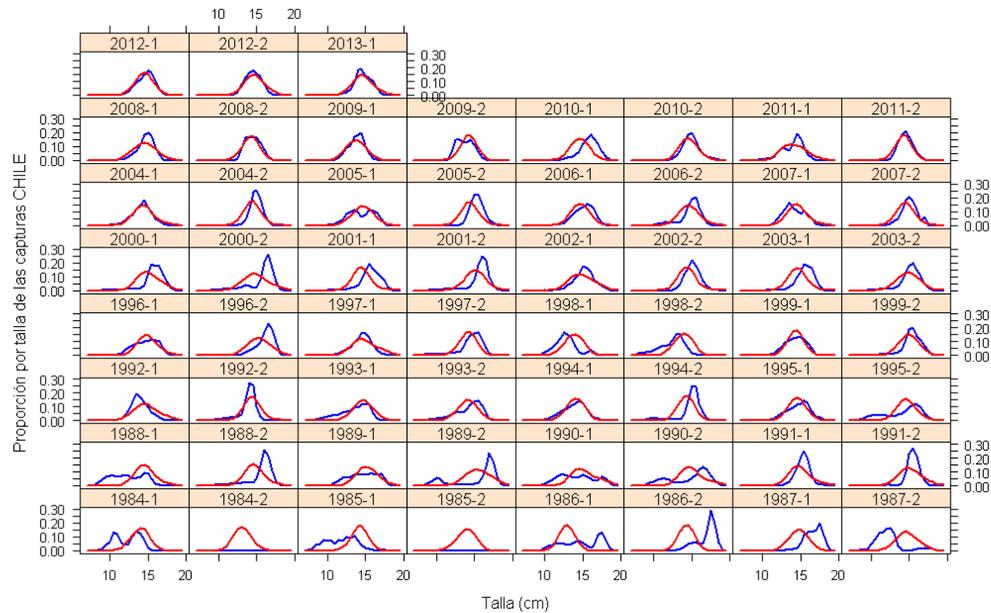


Figura 9. Ajuste del modelo de evaluación a las composiciones de tallas semestrales de las capturas de anchoveta de la Flota Chilena (1984-2013). Líneas azules composiciones observadas, y líneas rojas composiciones ajustadas.

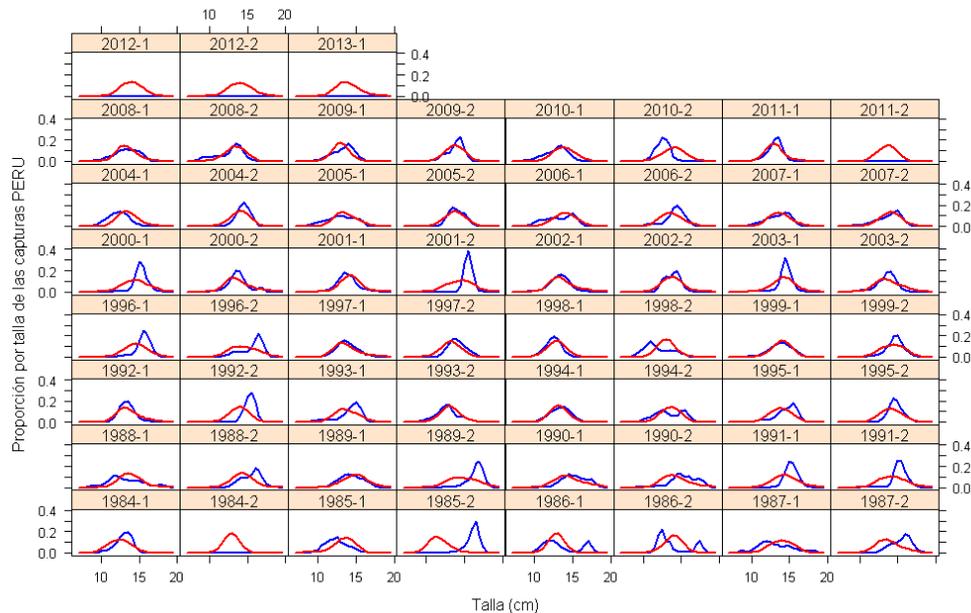


Figura 10. Ajuste del modelo de evaluación a las composiciones de tallas semestrales de las capturas de anchoveta de la Flota Peruana (1984-2011). Líneas azules composiciones observadas, y líneas rojas composiciones ajustadas.

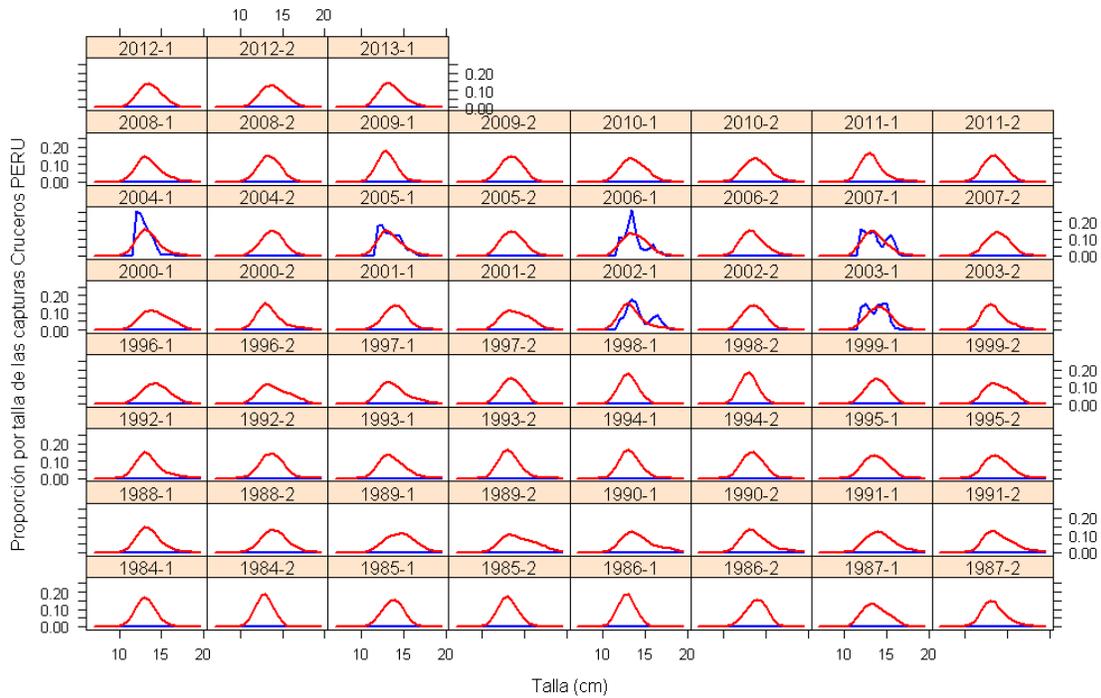


Figura 11. Ajuste del modelo de evaluaci3n a las composiciones de tallas de los cruceros de evaluaci3n ac3stica en el sur del Per3. L3neas azules composiciones observadas, y l3neas rojas composiciones ajustadas.

5.1.3 Componentes de verosimilitud

El Cuadro 5 muestra la verosimilitud del ajuste del modelo de evaluaci3n para cada fuente de informaci3n basada en el modelo S2 (Canales et al 2013) para junio del 2013 y para la evaluaci3n actualizada, septiembre 2013.

Cuadro 5. Verosimilitud del ajuste del modelo de evaluaci3n anchoveta.

Serie de observaciones	Log-like-Junio 2013	Log-like- Septiembre 2013
Biomasa ac3stica Per3	17.7	18.6
Biomasa Reclutas Chile	15.4	18.3
Biomasa Reclutas Per3	13.7	14.7
Biomasa desovante (MPH)	9.3	9.3
Proporci3n capturas Chile	1096.8	1176,5
Proporci3n capturas Per3	1016.5	1046,5
Proporci3n capturas Crucero Per3	172.2	172,2



5.2 Indicadores del stock de anchoveta

Los resultados actualizados para las variables de estado del stock de anchoveta compartido se sintetizan en la Figura 12. La serie completa de biomasa, reclutamientos, abundancia, mortalidades por pesca y razón del potencial reproductivo actualizadas se resume en el Anexo 1, Tabla 6.

La biomasa total (BT) de anchoveta muestra una tendencia positiva desde el año 1984 al 1994 cuando alcanzó un máximo de 11 millones de toneladas (Figura 12). La tendencia de largo plazo de la biomasa total, esto es desde 1994 al 2013 es al descenso con máximos relativos. El decaimiento de la BT se mantuvo estable entre los años 1994 y 2004. Desde el 2005 al 2008 hubo una aceleración en la disminución, con una recuperación temporal entre el segundo semestre del año 2009 al segundo semestre del año 2011. Una disminución de la BT se observó en el año 2012 así como en el primer semestre del año 2013. La biomasa desovante (BD) presenta una tendencia de largo plazo muy similar a la biomasa total en particular para el periodo 1994-2012. A diferencia de la BT se observa una baja pronunciada en el año 1998 con un repunte inmediato al año siguiente lo que hace pensar en un efecto más bien ambiental sobre la distribución del stock y no asociado a la dinámica del stock de anchoveta. Al igual que en la BT se observa un incremento relativo de BD hacia finales del periodo de estudio (año 2010), sin embargo desde el segundo semestre del año 2011 hasta el primer semestre del año 2013 la tendencia es hacia la baja. Los reclutamientos para la anchoveta muestran una alta variabilidad interanual, y coincidente con lo observado en las series de BT y BD, desde el año 1994 hacia adelante. Esto es una tendencia lenta a su descenso donde los reclutamientos máximos muestran una disminución de intensidad con el tiempo. El reclutamiento estimado para el primer semestre del año 2013 por la evaluación corresponde a uno de los más bajo de la serie total. La tendencia hacia el descenso de los reclutamiento se propaga del segundo semestre del 2009 en adelante a la abundancia total del recurso la cual también muestra una tendencia negativa hacia el 2013 (Tabla 7, Anexo 1).

Las estimaciones de la BT, BD y R con incertidumbre se presentan en la Figura 13. Los intervalos de confianza (95%) son más amplios al comienzo de la series, sin embargo estos se cierran hacia la segunda mitad del periodo de análisis asociado posiblemente a la presencia de indicadores para la evaluación de anchoveta desde finales de los 1990 hacia adelante.

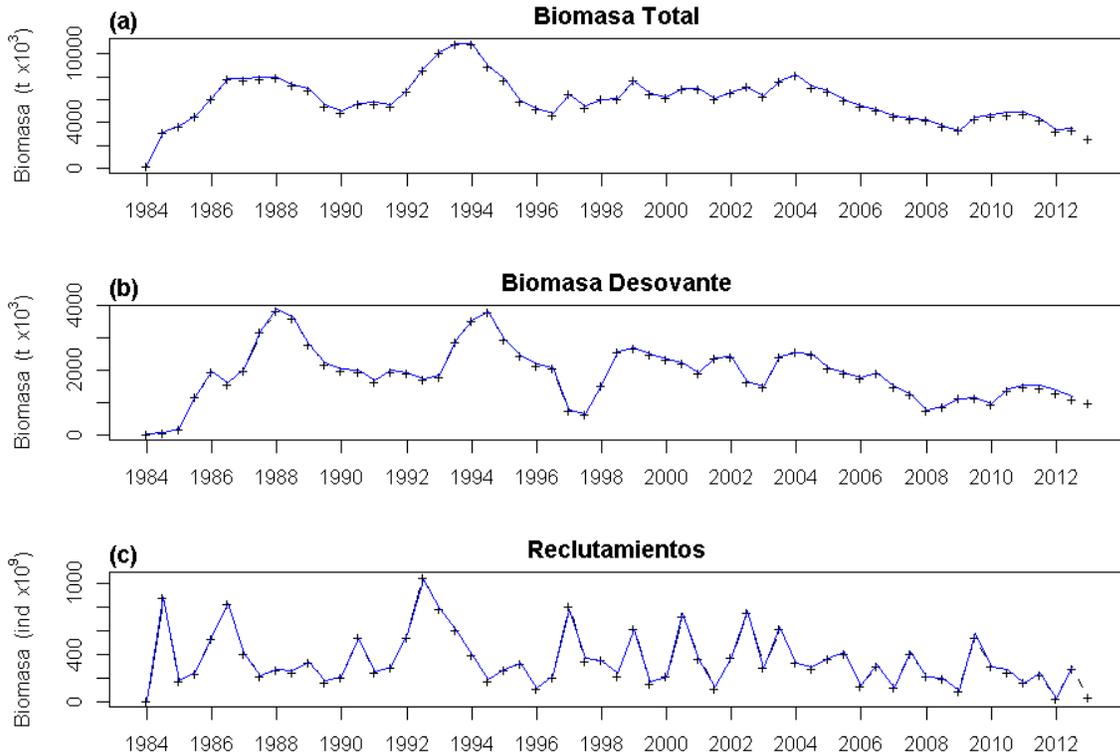


Figura 12. Biomasa total, desovante y reclutamientos del stock de anchoveta compartido Perú y Chile, 1984 - primer semestre 2013. (Línea continua azul señala la evaluación de anchoveta informada en agosto de 2013 (Canales *et al* 2013). Línea de cruces corresponde a la evaluación de anchoveta actual).



Cuadro 6. Reclutamientos, abundancia, biomasa total y desovante estimados para el stock de anchoveta compartido Perú y Chile entre 1998 y 2013 (ver en Anexo 1, Tabla 6 serie completa 1984-2013).

Año	Semestre	Reclutas (x 10 ⁹)	Abundancia (x 10 ⁶)	Biomasa Total (10 ³ t)	Biomasa Desovante (10 ³ t)
1998	1	365	932,612	6,096	1,545
	2	229	775,732	6,148	2,584
1999	1	628	1096,853	7,701	2,698
	2	166	797,311	6,563	2,512
2000	1	225	692,715	6,263	2,370
	2	729	1115,089	7,004	2,234
2001	1	372	1028,558	6,989	1,936
	2	121	716,984	6,155	2,390
2002	1	385	812,146	6,681	2,416
	2	759	1200,104	7,154	1,650
2003	1	293	975,004	6,371	1,524
	2	625	1197,239	7,687	2,429
2004	1	340	1062,416	8,165	2,573
	2	290	883,522	7,140	2,497
2005	1	375	875,485	6,793	2,081
	2	414	885,839	6,041	1,911
2006	1	139	656,184	5,470	1,759
	2	314	675,741	5,112	1,936
2007	1	127	522,238	4,641	1,522
	2	414	684,962	4,386	1,263
2008	1	226	623,496	4,270	783
	2	206	542,834	3,686	906
2009	1	99	410,670	3,373	1,145
	2	548	773,491	4,418	1,154
2010	1	308	758,854	4,636	973
	2	256	695,188	4,735	1,399
2011	1	175	591,118	4,864	1,490
	2	235	552,703	4,230	1,470
2012	1	36	347,124	3,332	1,323
	2	284	474,284	3,407	1,127
2013	1	45	313,943	2,665	1,016

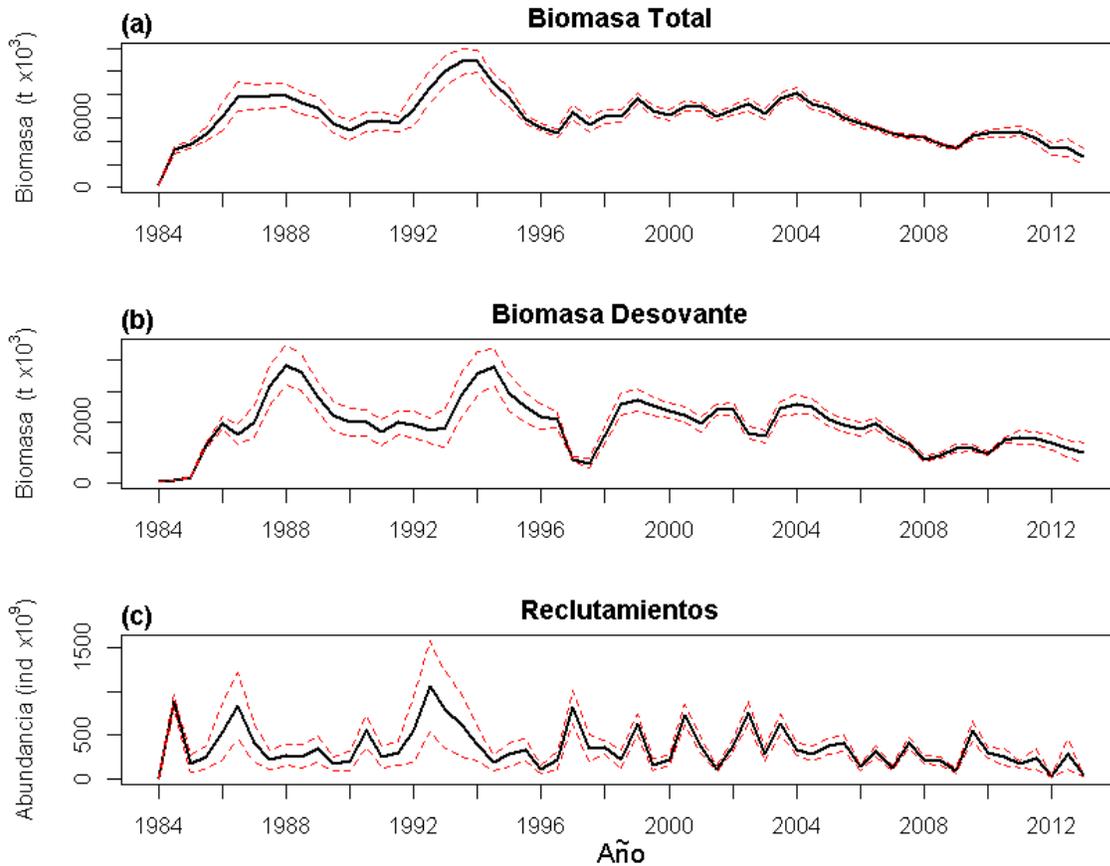


Figura 13. Intervalos de confianza de Biomasa total, desovante y reclutamientos de la evaluaci3n de stock de anchoveta (1984 – 2013).

5.3 Raz3n de potencial reproductivo (RPR)

La raz3n del potencial reproductivo (Figura 14) estimada como la raz3n entre la biomasa desovante (BD) y la biomasa desovante que habr3a existido sin el efecto de la pesca (BDo), muestra una tendencia similar al stock desovante desde el a1o 1998 hacia adelante. La tendencia global de toda la serie de RPR es a la baja desde el a1o 1984, con dos importante m3nimos el a1o 1997 llegando a un 22% de la biomasa desovante sin pesca, y luego el a1o 2008 donde la disminuci3n alcanza a un 27%. De ambas disminuciones el stock se recupera r3pidamente por lo que la baja posible se deba a cambios ambientales que afectan la distribuci3n del stock, m3s que a una falla del reclutamiento o a un incremento de la mortalidad de los adultos. Desde el a1o 2008 al 2012 el potencial reproductivo ha mantenido una sostenida tendencia a la baja. Durante el primer semestre del 2013 el potencial reproductivo se localiz3 en torno al 44% de la biomasa desovante sin pesca, y por tanto sobre el



valor objetivo de escape del stock desovante del 40% (proxy del Máximo Rendimiento Sostenido, MRS) propuesto por Canales *et al* (2012a) durante el Taller DER/IFOP de abril de 2012 (ANEXO 1, Tabla 6). Desde el punto de vista de los objetivos de explotación tradicionales que se venían utilizando en el stock de anchoveta compartido, esto es 66% y 60% de la condición del stock reproductivo, la actual condición se ubicaría por debajo de estos.

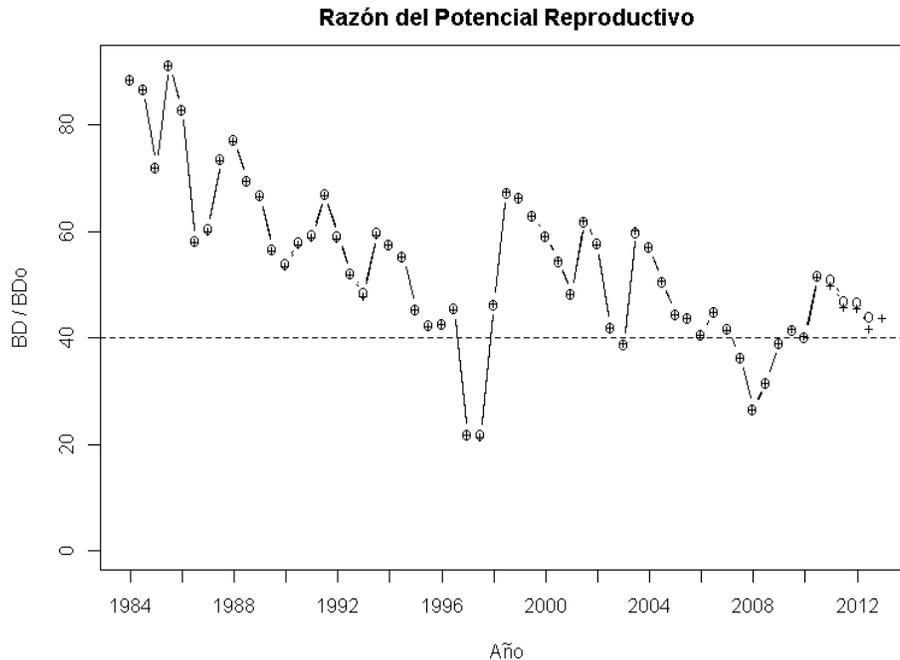


Figura 14. Razón de potencial reproductivo (RPR=BD/BD0) del stock de anchoveta compartido sur de Perú y norte de Chile. (Línea segmentada negra indica el punto de referencia objetivo (40%) propuesto por Canales *et al* (2012a)).

5.4 Mortalidad por pesca

Como se mencionó en la Sección 3.2.1, la mortalidad debido a la pesca es el producto entre las tallas disponibles en el área de operación de la flota y de la intensidad de la pesca. La Figura 15a, muestra el patrón de explotación de la flota Peruana y Chilena. Consecuente con lo observado en las estructuras de tallas de las capturas el patrón de explotación de la flota Peruana se encuentra desplazado hacia la izquierda del patrón de explotación de la flota chilena. Basado en la edad esto implica que la flota peruana captura una mayor proporción de individuos entre 1.5 y 2 años comparado a la flota chilena.



Utilizando las tallas medias estimadas por el modelo de evaluación de stock y los parámetros de la ojiva de madurez de anchoveta, se convirtió la ojiva de madurez en tallas a edades para así comparar con los patrones de explotación de cada flota respecto de la remoción de individuos maduros por la flota. La Figura 15a, muestra que la madurez a la edad de anchoveta se encuentra desplazada hacia la izquierda de los patrones de explotación de la flota de Chile y Perú indicando que los individuos maduros entre 1 y 2 años son poco vulnerados por la flota. A partir de los 2.5 años las anchovetas son completamente vulneradas a la flota.

La mortalidad por pesca anual o de la fracción completamente reclutada a las pesquerías de Chile y Perú (Figura 15b) muestran que las mortalidades por pesca en Chile son mayores a las observadas en el Perú. Para Chile se observan cinco máximos en F los cuales también se observan para la flota de Perú. Destaca el periodo 1999 al 2007 donde las mortalidades por pesca ocasionadas por ambas flotas son muy similares en cuanto a su magnitud.

La mortalidad por pesca total (Figura 15c) para el periodo 1984 al 2012 muestra tres máximos importantes. Uno a comienzos de la serie, luego el año 1997, 2008 y 2009 con valores superiores a 2.5 año^{-1} . Valores de mortalidad por pesca total inferiores a $2.5 \text{ (año}^{-1})$ se observan para los periodos 1987 al 1996, y para el periodo 1998 al 2007 periodos donde se observa alta biomasa total y/o desovante o cierta estabilidad de la misma. Los valores de F semestrales a partir del segundo semestre del año 2011 disminuyen significativamente respecto de las estimaciones del primer semestre del año 2011 y continúan así hasta el primer semestre del año 2013, debido a la disminución del desembarque durante esos semestres. La razón entre la mortalidad por pesca total y la señalada como objetivo (Figura 15d), esto es aquella que permite un escape del 40% del stock desovante, muestran que a partir del segundo semestre del año 2011 los niveles de capturas se han mantenido bajo los valores de mortalidad por pesca objetivo. Respecto a las mortalidades por pesca asociadas a los objetivos tradicionales de manejo, los niveles actuales se encontrarían en el caso del 66% levemente sobre el objetivo ($F_{66\%SDR/SDR_0}=0.45 \text{ semestre}^{-1}$) y en el caso 60% levemente bajo el criterio ($F_{66\%SDR/SDR_0}=0.61 \text{ semestre}^{-1}$).

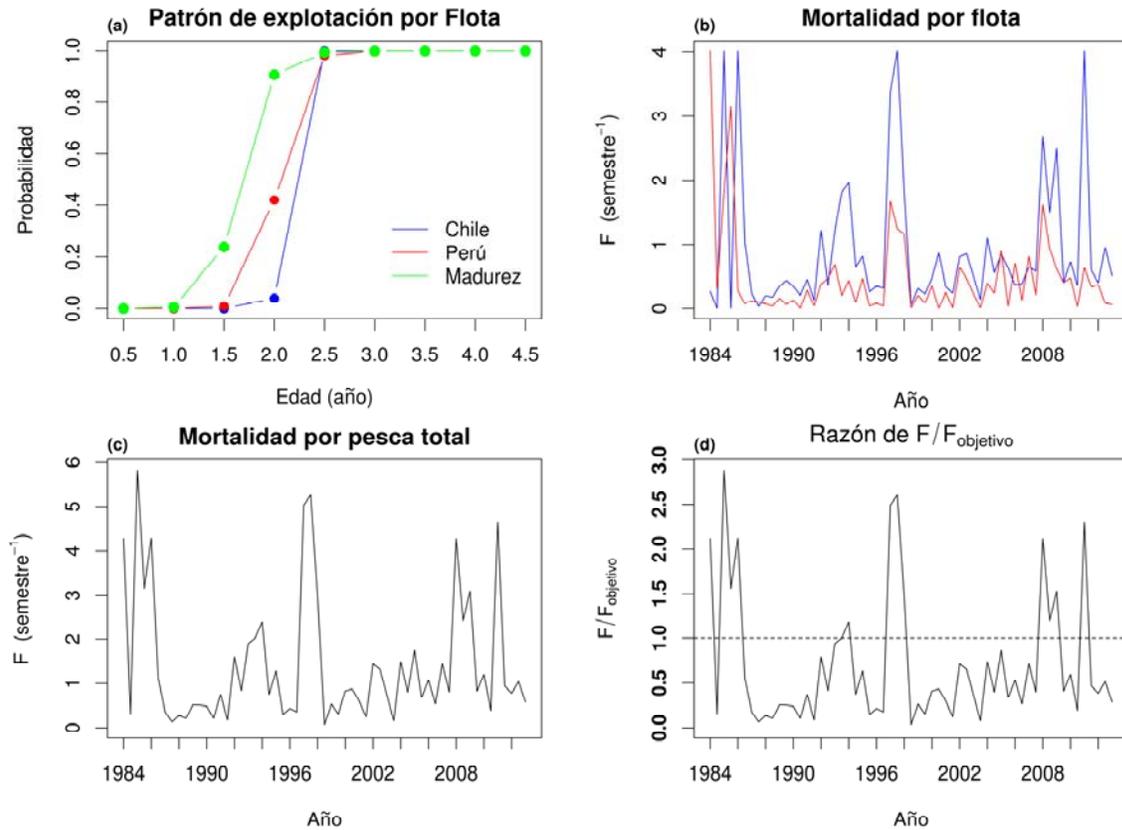


Figura 15. (a) Patrones de explotación por flota y ojiva de madurez sexual, (b) Mortalidad por pesca por flota (línea azul= Flota Chilena, línea roja= Flota Peruana), (c) Mortalidad por pesca total del stock de anchoveta compartido Perú y Chile y (d) Razón de la mortalidad por pesca total (F) respecto de la objetivo (F_{objetivo} =mortalidad por pesca del escape 40%, MRS) (Línea segmentada indica $F_{\text{anual}}/F_{\text{objetivo}}=1$).

5.5 Diagnóstico de la anchoveta

5.5.1 Estimaciones de los Puntos Biológicos de Referencia

En base a un análisis de la biomasa desovante por recluta se derivaron los puntos de referencia biológicos PBR del stock de anchoveta compartido entre Perú y Chile. Es necesario recordar que durante abril del año 2012 el DER/IFOP llevó a cabo un Taller Técnico donde se abordaron las estimaciones de referencias para la conservación de los principales recursos pesqueros del país (Anexo 4). Esto en el marco de la propuesta de la nueva Ley de Pesca. Utilizando un enfoque similar al de Cubillos et al (2002) se proyectó la dinámica por recluta considerando que los reclutamientos tienen un efecto denso-dependiente bajo un modelo stock-recluta tipo Beverton y Holt (Canales et al 2012a). Dos PBRs fueron estimados en la oportunidad para la especie anchoveta,



esto es PBR objetivo es decir, aquellos valores de biomasa y mortalidad por pesca deseable de mantener en el tiempo y el PBR l3mite valores de biomasa y mortalidad por pesca que se desean evitar (Anexo 4). En la oportunidad se encontr3 que para el stock de anchoveta en estudio el PBR objetivo (proxy del MRS) ser3a un escape del 40% del stock desovante virginal y como valor l3mite de colapso un 20% de escape (Canales et al 2012a).

As3 considerando un patr3n de explotaci3n com3n para ambas flotas y la ojiva de madurez expresada en edades como se describi3 en la Secci3n 3.2.6, se llevaron a cabo las estimaciones de biomasa desovante por recluta para el stock de anchoveta compartido. En el Cuadro 7 resume los niveles de escape del stock desovante propuestos por IFOP (Canales et al 2012a) y los tradicionales niveles utilizados por IFOP desde comienzos de la d3cada del 2002. Los valores de mortalidad por pesca (F) con los cuales se alcanzar3a los niveles de escape objetivo para la biomasa desovante de anchoveta tambi3n se presentan en el Cuadro 7.

Cuadro 7. Puntos de referencia biol3gicos (PBR) asociados al criterio objetivo del MRS y tradicionales. BDR=biomasa desovante por recluta bajo explotaci3n, BDRo=biomasa desovante por recluta sin pesca.

PBR	S3mbolo	BDR/BDRo	F (semestre ⁻¹)
Intervalo superior objetivo	BDR/BDRo	45%	
Objetivo (MRS)	BDR/BDRo	40%	
	$F_{40\%BDR/BDRo}$		2.02
Intervalo inferior objetivo	BDR/BDRo	35%	
L3mite (Colapso)	BDR/BDRo	20%	
	$F_{20\%BDR/BDRo}$		>3.0
Criterios de explotaci3n tradicionales	BDR/BDRo	66%	
	$F_{66\%BDR/BDRo}$		0.45
	BDR/BDRo	60%	
	$F_{66\%BDR/BDRo}$		0.61

La Figura 16 muestra el decaimiento de la biomasa desovante en relaci3n a la mortalidad por pesca utilizando el modelo en equilibrio de rendimiento por recluta.

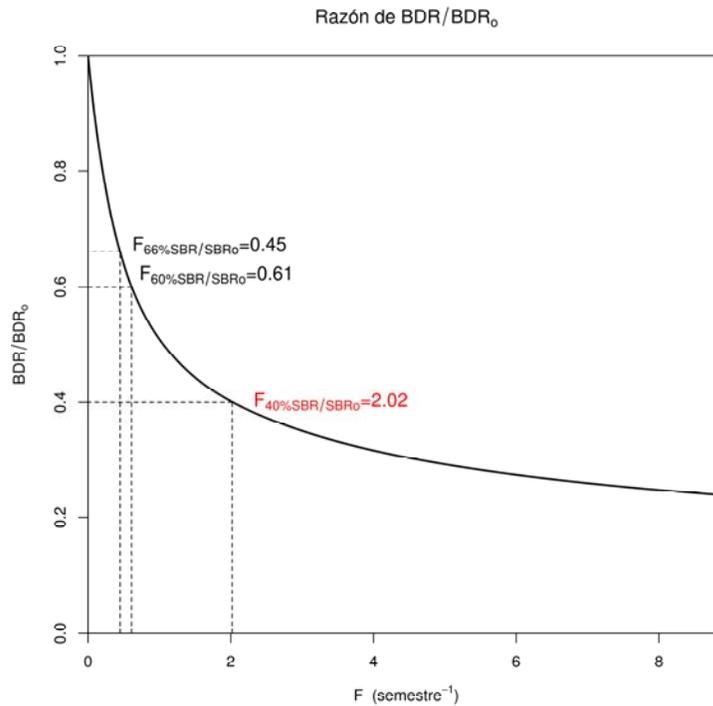


Figura 16. Curva de reducción de la biomasa desovante por recluta del stock de anchoveta compartido. En rojo el criterio estimado por Canales *et al* (2012a), donde $F_{40\%SDR/SDR_0}$ corresponde a la mortalidad por pesca objetivo (proxy del MRS). En azul los criterios de biomasa de escape tradicionales usados por IFOP.

5.5.2 Estatus del stock de anchoveta compartido entre Perú y Chile

Para diagnosticar el estatus del recurso se utiliza el diagrama de fase. Este diagrama de dispersi3n entre la raz3n de la biomasa desovante respecto a la biomasa al objetivo ($BD/BD_{objetivo}$) y la raz3n de mortalidades por pesca y la necesaria para alcanzar el objetivo de manejo ($F/F_{objetivo}$) permiten evaluar el estado del stock con relaci3n a PBRs objetivos y lmites que en este informe fueron estimados en la Secci3n 5.5.1. De esta forma para definir la condici3n del stock de anchoveta se tiene: i) condici3n de sobre-explotado si la raz3n de la biomasa desovante del 3ltimo a3o (BD) y la biomasa desovante objetivo es inferior a 1 ($BD/BD_{objetivo} < 1$), ii) plena explotaci3n si la raz3n $BD/BD_{objetivo}$ se encuentra entre los lmites superior e inferior de la plena explotaci3n y iii) sub-explotaci3n si la raz3n $BD/BD_{objetivo}$ del 3ltimo a3o es mayor a 1 ($BD/BD_{objetivo} > 1$). Cabe hacer notar que por objetivo se entender3 el M3ximo Rendimiento Sostenido (MRS).

La Figura 17 muestra el diagrama de fase del stock de anchoveta compartido entre Perú y Chile, se3alando que la condici3n del stock desovante (valor mediano) de anchoveta para el primer semestre de 2013 continuar3a localiz3ndose cercano al lmite superior de la plena explotaci3n en

forma similar a lo informado en Julio pasado y por tanto cercano a la condici3n de sub-explotaci3n ($BD/BD_{objetivo} > 1$). Los niveles de reducci3n de la biomasa desovante se encuentran en un 44% de la biomasa desovante que existiría sin efectos de la pesca y por tanto en excedente respecto del escape objetivo, esto es de un 40% (proxy al MRS) (Canales *et al* 2012a). Por otro lado, los niveles de mortalidad por pesca son significativamente m1s bajos a los del $F_{40\%BDR/BDR_0}$. Respecto de la incertidumbre asociada al estatus del stock de anchoveta compartido, esto es el riesgo que la raz3n $BD/BD_{objetivo}$ sea menor a 1 expresado como la $P(BD_{2013}/BD_{objetivo} < 1)$ es de un 30%, esto es un riesgo moderado de sobre-explotaci3n. El riesgo de que la F total sobrepase el $F_{40\%BDR/BDR_0}$ esto es $P(F/F_{40\%BDR/BDR_0} > 1)$ y se ubique en la zona de sobrepesca sería muy cercana al 1%, es decir, una baja probabilidad de sobrepesca.

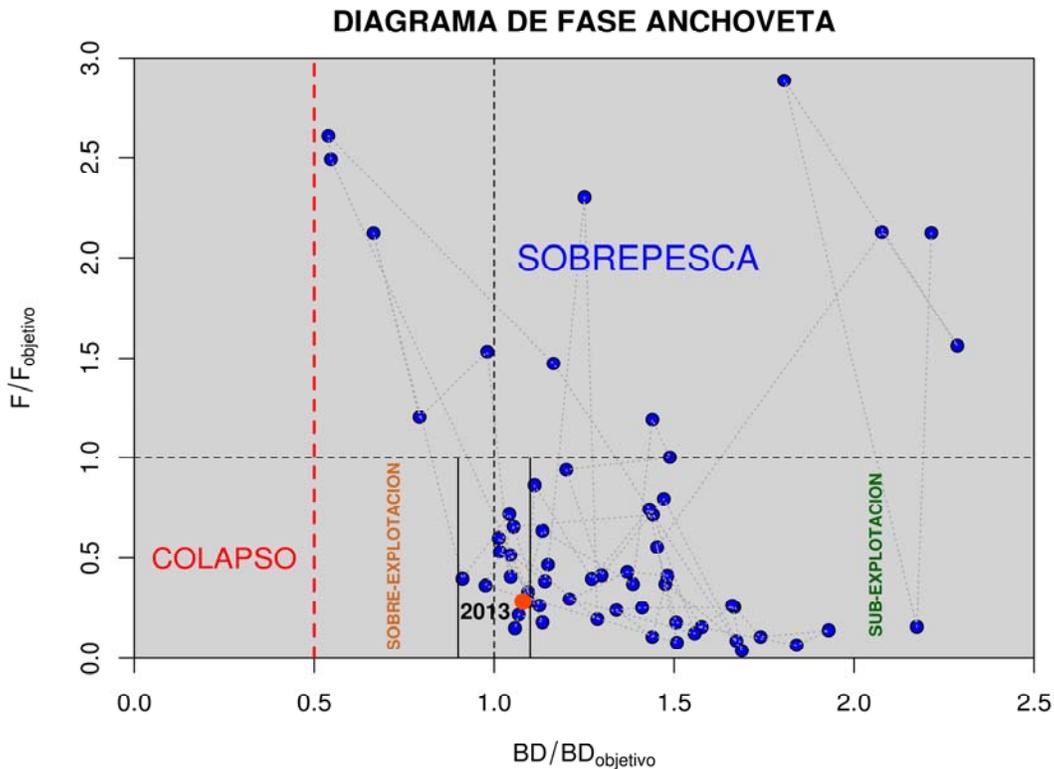


Figura 17. Diagrama de fase del stock de anchoveta compartido entre Perú y Chile. F=mortalidad por pesca proveniente de la evaluaci3n de stock, $F_{40\%BDR/BDR_0}$ =mortalidad por pesca del objetivo de manejo (MRS), esto es aquella que genera un escape del 40% de la biomasa desovante y con la cual debería alcanzarse el MRS. Línea continua roja indica el PBR límite (colapso), es decir 20% del stock desovante sin pesca ($BD/BD_{objetivo}=0.5$, escape de un 20%). Líneas continuas negras indican el límite inferior ($BD/BD_{objetivo}=0.88$, escape de un 35%) y superior ($BD/BD_{objetivo}=1.13$, escape de un 45%) de la plena explotaci3n. Líneas segmentadas indican los PBR objetivos para la mortalidad por pesca y biomasa desovante.



Importante, es hacer notar aqu3 que el criterio utilizado para establecer el diagn3stico de la anchoveta est3 basado en el estudio de Canales *et al* (2012a) mencionado en la Secci3n 5.5.1. Considerando este aspecto, y haci3ndose cargo de la preocupaci3n de SUBPESCA de que estos niveles referenciales fueran demasiados altos para el stock (Anexo 6), se analiz3 el estatus del stock utilizando los objetivos de manejo tradicionales, esto es una biomasa de escape del stock desovante del 66% y 60%. Siguiendo estos objetivos el stock de anchoveta compartido se encontrar3a en una condici3n de sobreexplotaci3n utilizando ambos objetivos. Desde el punto de vista de la mortalidad por pesca, utilizando el $F_{66\%BD/BD_0}$ y $F_{60\%BD/BD_0}$ solo bajo el primer criterio el stock se encontrar3a bajo la condici3n de sobrepesca.



6. CAPTURA BIOL3GICAMENTE ACEPTABLE – 2014

Para determinar los escenarios de captura biol3gicamente aceptable (CBA) a3o 2014 se realiz3 un an3lisis de estrategias explotaci3n. El stock de anchoveta compartido fue simulado semestralmente desde el segundo semestre del a3o 2013 hasta el primer semestre del a3o 2018. Considerando que la anchoveta es un especie de vida corta y que el reclutamiento podr3a tener un efecto importante en la tasa de crecimiento del stock y por ende en las capturas se consideraron tres escenarios de reclutamiento: i) Reclutamiento bajo, esto es el reclutamiento medio entre 1984 al 2013 reducido en un 50%, ii) Reclutamiento medio, esto es el reclutamiento medio entre 1984 al 2013 y iii) Reclutamiento alto esto es el reclutamiento medio entre 1984 al 2013 incrementado en un 50%. Estos escenarios fueron comparados con la serie de reclutamientos estimados por la evaluaci3n con el objeto de verificar que los valores se encontrar3n dentro de los rangos estimados para el stock.

La mortalidad por pesca del stock de anchoveta se simul3 considerando dos estrategias de explotaci3n, esto es, mortalidad por pesca “constante” y tipo “rampa”. As3, siguiendo lo acordado en los talleres de trabajo conjuntos SUBPESCA/IFOP (Anexo 6), la estrategia a considerar en la anchoveta dado que se encuentra en plena explotaci3n (Figura 17) fue proyectar el stock con mortalidad por pesca constante. No obstante, y dada la inquietud de SUBPESCA (Anexo 6) en relaci3n a que el escape de un 40% ser3a muy riesgoso dado que las incertidumbres en la evaluaci3n que se propagan tambi3n a los puntos biol3gicos de referencia, se realizaron las proyecciones del stock considerando los objetivos tradicionales de manejo esto es un 66% y 60% de escape. Bajo estos dos 3ltimos objetivos el stock se encontrar3a en sobreexplotaci3n por lo cual, se implement3 una estrategia de recuperaci3n, tipo “rampa”, donde la mortalidad por pesca deber3a variar en funci3n de llevar al stock hacia el objetivo de manejo. Cada estrategia a su vez, considero tres niveles de mortalidad por pesca: i) $F=0$, ii) F del objetivo de manejo, esto es $F_{40\%BDR/BDR_0}$ igual $2.02 \text{ semestre}^{-1}$ y iii) F status quo, que implica utilizar la mortalidad por pesca del 3ltimo semestre de la evaluaci3n, $F_{sq}=0.57 \text{ semestre}^{-1}$. En el caso de los objetivos tradicionales los valores del F objetivo fueron $F_{66\%BDR/BDR_0}=0.45 \text{ semestre}^{-1}$ y $F_{60\%BDR/BDR_0}=0.61 \text{ semestre}^{-1}$. Para obtener la CBA 2014 de anchoveta con distintos niveles de riesgo de sobrepasar el objetivo de manejo (MRS) se utiliz3 una distribuci3n normal con media equivalente a la captura total proyectada para el stock de anchoveta y su desviaci3n est3andar.

Las proyecciones del stock desovante de anchoveta bajo distintos niveles de reclutamiento y estrategias de explotaci3n se resumen en la Figura 18. Para el objetivo de escape del 40% del stock desovante y estrategia de mortalidad por pesca constante se observa que el efecto de los escenarios de los reclutamientos solo comienza a observarse en torno al 2015. El stock desovante de anchoveta proyectado entre el segundo semestre del 2013 y hasta el 2014 est3 influenciado por las cohortes sobrevivientes de semestre anteriores y el reclutamiento entrante, siguiendo la funci3n de madurez. Cabe destacar que los reclutamientos estimados por la evaluaci3n desde el a3o 2010 (Cuadro 6) en adelante se han localizados bajo la media hist3rica, afectando la abundancia poblacional con una importante baja de la abundancia del stock en los 3ltimos semestres (Cuadro 6). En todos los casos de un escape 40% utilizando un nivel de explotaci3n de $F_{40\%BDR/BDR_0}=2.02$



semestre⁻¹ la biomasa desovante proyectada del primer semestre 2013 cae a la condición de sobre-explotación, sin embargo con un nivel de mortalidad más bajo esto es $F_{sq}=0.57$ semestre⁻¹, la anchoveta nunca cae en condición de sobre-explotación. La rapidez con que el stock se recupera de salir de la sobre-explotación usando $F_{40\%SDR/SDR_0}$ dependerá de la fuerza de los reclutamientos. Así, reclutamientos bajos mantiene el stock bajo el escape objetivo hasta el 2015, sin embargo, reclutamiento medio y altos permiten alcanzar el objetivo en menos tiempo, desde el 2014.

Siguiendo los objetivos de escape de un 66% y 60% y utilizando a la vez una estrategia de explotación tipo rampa (Figura 18) se observa al igual que el escape de 40%, que la biomasa desovante proyectada es influenciada por los reclutamiento futuros (segundo semestre 2013 en adelante) con más intensidad desde alrededor del 2015 en adelante. En el corto plazo (2013 al 2014) la biomasa proyectada se encuentra sobre-explotada. Respecto de los niveles de mortalidades por pesca utilizadas en las proyecciones de la biomasa desovante, se observa que criterios de escape del 66% y 60% genera niveles de biomasa desovante del segundo semestre de 2013 que se mantienen en sobre-explotación, incluso no pescar ($F=0$) mueve al stock de esta condición. En ambos casos las proyecciones con $F_{66\%BDR/BDR_0}$ y $F_{60\%BDR/BDR_0}$ comparadas con F_{sq} son muy cercanas debidos a que los valores de F no son distantes como en el caso del escape de $F_{40\%BDR/BDR_0}$. Con ambos escapes (66% y 60%) el stock se sitúa en torno a las biomazas objetivos desde alrededor del 2015 en adelante. Las proyecciones bajo un escenario de reclutamiento bajo (Figura 18d) muestran que el stock de anchoveta al 2018 se aproximará al objetivo de escape lentamente con $F_{66\%BDR/BDR_0}$ y se mantendrá sobre-explotada con F_{sq} . Tanto en el escenario de reclutamiento medio (Figura 18e) y reclutamiento alto (Figura 18f) y bajo los dos niveles de F el stock tiende en el largo plazo hacia los objetivos de escape de 66%. Utilizando una biomasa de escape del 60%, el escenario de reclutamiento bajo (Figura 18g), muestra que el stock de anchoveta al 2018 se aproximara al objetivo de escape lentamente con $F_{60\%BDR/BDR_0}$ y con F_{sq} . Las proyecciones del escenario de reclutamiento medio (Figura 18h) y reclutamiento alto (Figura 18i) y los dos niveles de F llevan al stock en el largo plazo hacia el escape de 60%.

En términos de las mortalidades por pesca, bajo una estrategia de explotación tipo rampa, el cambio hacia la plena explotación implica una disminución de los niveles de F hasta alcanzar el objetivo de manejo y desde allí en adelante la mantención de una estrategia de explotación constante. El Cuadro 8 y 9 muestran que los niveles de mortalidad por pesca iniciales que permiten en el largo plazo (2018) tender hacia los niveles de 66% y 60% disminuyen la mortalidad por pesca respecto del objetivo. También se observa que para un nivel de escape del 66% y 60% y en un escenario de reclutamiento bajo, los niveles de F serán inferiores al $F_{66\%BDR/BDR_0}$ y $F_{60\%BDR/BDR_0}$ por un periodo de tiempo más largo que con reclutamientos medios y altos (Cuadro 8 y 9). En el caso del nivel de escape del 40% del stock desovante el cuadro con la mortalidades por pesca fue omitido debido a que la estrategia de explotación utilizada fue F constante y por tanto el $F_{40\%BDR/BDR_0}$ y F_{sq} no cambian con el tiempo.

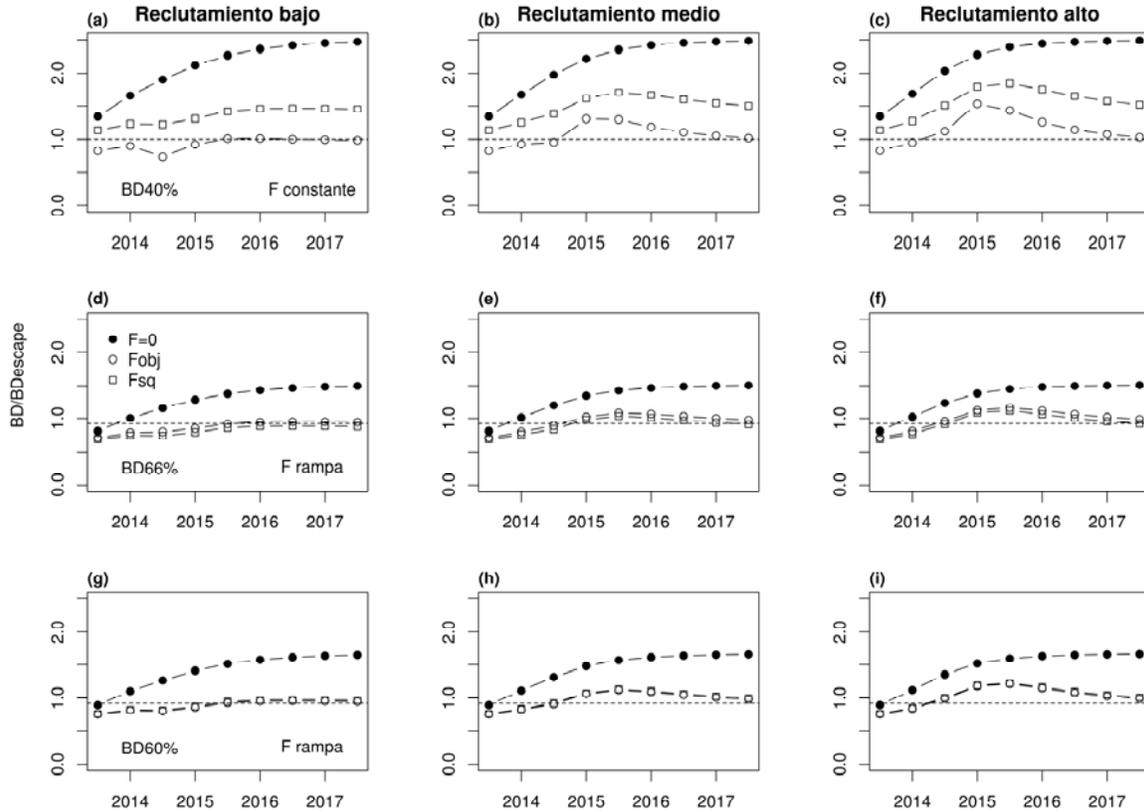


Figura 18. Proyecciones de la raz3n entre la biomasa desovante de anchoveta proyectada (BD) y la biomasa desovante objetivo (BDescape) para tres escenarios de reclutamiento (columnas) y niveles de escape del stock desovante de anchoveta (filas). $F=0$ (semestre^{-1}) sin mortalidad por pesca, F_{obj} =mortalidad por pesca total del nivel de escape deseado (semestre^{-1}) y F_{sq} =mortalidad por pesca total igual al 3ltimo a3o de evaluaci3n ($0.57 \text{ semestre}^{-1}$). La escala del eje-x corresponde al semestre y el primer semestre simulado corresponde al segundo semestre del 2013. BD40%=nivel de escape de la biomasa desovante, un 40% (proxy MRS) (Canales et al 2012a) y la estrategia de explotaci3n utilizada es de mortalidad por pesca constante (F constante). BD66% y BD60% corresponden a los objetivos tradicionales esto es un nivel de escape del 66% y 60% del stock desovante. Los objetivos tradicionales se simulan bajo una estrategia de explotaci3n tipo rampa (F rampa). L3nea segmentada nivel de referencia para la plena explotaci3n (F constante ser3a un escape de 40%, y para la F rampa corresponde a un escape de 61% y 55%).



Cuadro 8. Nivel de escape objetivo del stock desovante de anchoveta, 66%. Estrategia de explotaci3n tipo rampa, mortalidades por pesca para alcanzar el objetivo de manejo bajo distintos escenarios de reclutamiento. $F_{objetivo}=F_{66\%BDR/BDR_0}$ y F_{sq} =mortalidad por pesca igual al 3ltimo a1o de la evaluaci3n (0.57 semestre⁻¹).

a1o	semestre	Reclutamiento bajo		Reclutamiento medio		Reclutamiento alto	
		Fobjetivo	Fsq	Fobjetivo	Fsq	Fobjetivo	Fsq
2013	2	0,32	0,41	0,32	0,41	0,32	0,41
2014	1	0,35	0,43	0,35	0,43	0,35	0,43
2014	2	0,38	0,46	0,39	0,47	0,39	0,48
2015	1	0,39	0,46	0,43	0,52	0,45	0,56
2015	2	0,41	0,49	0,45	0,57	0,45	0,57
2016	1	0,45	0,53	0,45	0,57	0,45	0,57
2016	2	0,45	0,54	0,45	0,57	0,45	0,57
2017	1	0,45	0,55	0,45	0,57	0,45	0,57
2017	2	0,45	0,55	0,45	0,57	0,45	0,57
2018	1	0,45	0,55	0,45	0,57	0,45	0,57

Cuadro 9. Nivel de escape objetivo del stock desovante de anchoveta, 60%. Estrategia de explotaci3n tipo rampa, mortalidades por pesca para alcanzar el objetivo de manejo bajo distintos escenarios de reclutamiento. $F_{objetivo}=F_{60\%BDR/BDR_0}$ y F_{sq} =mortalidad por pesca igual al 3ltimo a1o de evaluaci3n (semestre⁻¹).

a1o	semestre	Reclutamiento bajo		Reclutamiento medio		Reclutamiento alto	
		Fobjetivo	Fsq	Fobjetivo	Fsq	Fobjetivo	Fsq
2013	2	0,49	0,45	0,49	0,45	0,49	0,45
2014	1	0,50	0,47	0,50	0,47	0,50	0,47
2014	2	0,54	0,51	0,55	0,52	0,56	0,53
2015	1	0,53	0,51	0,60	0,57	0,61	0,57
2015	2	0,57	0,54	0,61	0,57	0,61	0,57
2016	1	0,61	0,57	0,61	0,57	0,61	0,57
2016	2	0,61	0,57	0,61	0,57	0,61	0,57
2017	1	0,61	0,57	0,61	0,57	0,61	0,57
2017	2	0,61	0,57	0,61	0,57	0,61	0,57
2018	1	0,61	0,57	0,61	0,57	0,61	0,57

La Figura 19 resume las proyecciones de las capturas biol3gicamente aceptables de anchoveta por semestre para los distintos objetivos de manejo evaluados (escape) entre el segundo semestre del 2013 y el primer semestre del 2018. Independiente del objetivo de escape, se observa que los reclutamientos futuros solo impactan las capturas en forma importante desde el segundo semestre del 2015 en adelante lo que se debe a que los patrones de explotaci3n de la anchoveta (ver Figura 15a, patrones de explotaci3n por pa1s) remueven individuos mayores a la edad 2 (semestres). Los reclutamientos recientes primer semestre del 2013 y anteriores de baja magnitud respecto a la media hist3rica (Figura 12c) influyen en los niveles captura de corto plazo (2013 y 2014) los cuales



se reducen. Para todos los niveles de escape, los reclutamientos bajo la media histórica generarán en el mediano plazo (al 2018) capturas inferiores a las 400 mil toneladas mensuales (valores medianos), sin embargo, reclutamientos iguales o mayores a la media histórica generarán capturas mayores a las 400 mil toneladas mensuales. Los altos valores de capturas observados aplicando una mortalidad por pesca para un escape del 40% (MRS) del stock desovante son altas debido a que la mortalidad por pesca de $F_{40\%BDR/BDR_0}$ es mayor que en los casos de escape de un 66% y 60%.

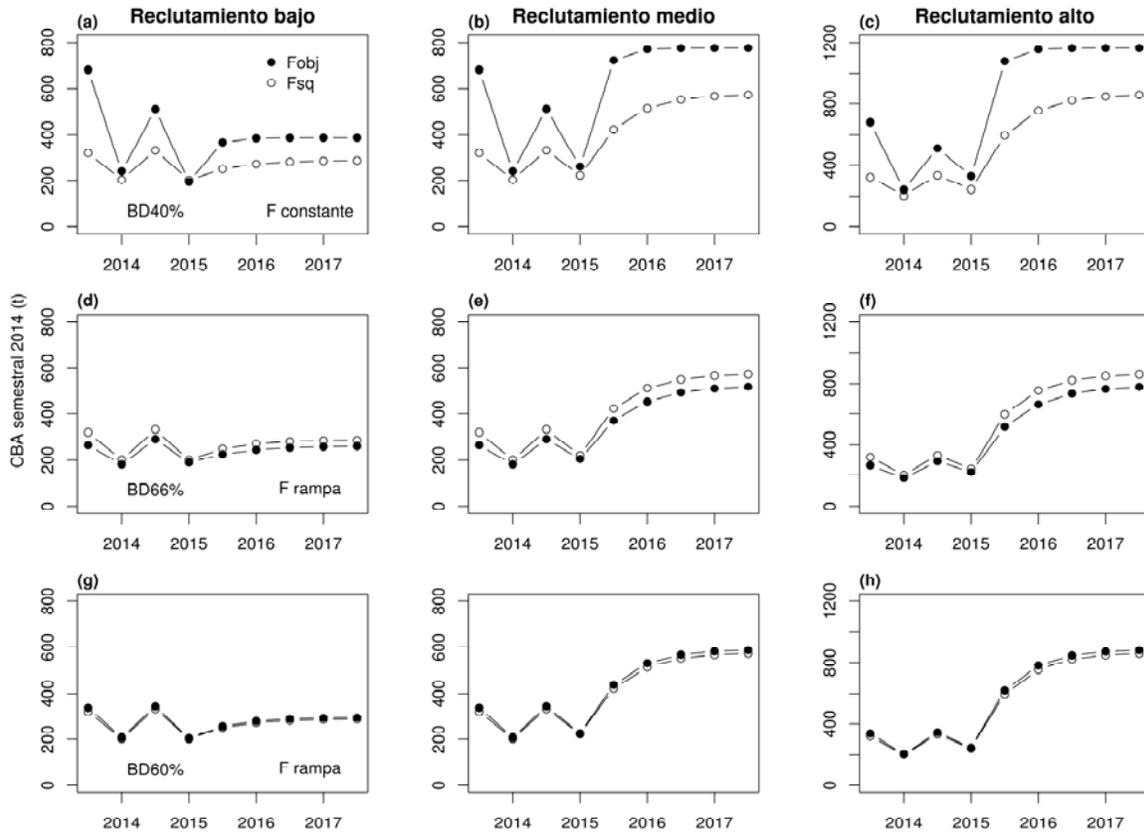


Figura 19. Proyecciones de las capturas biológicamente aceptables (CBA) semestrales del stock anchoveta compartido entre Chile y Perú. F_{obj} =mortalidad por pesca total que permite llevar al stock desovante al nivel de escape deseado (semestre⁻¹) y F_{sq} =mortalidad por pesca total igual al último año de evaluación (0.57 semestre⁻¹). BD40%=nivel de escape de la biomasa desovante, un 40% (Canales *et al* 2012a) y la estrategia de explotación utilizada es de mortalidad por pesca constante (F constante). BD66% y BD60% corresponden a los objetivos tradicionales esto es un nivel de escape del 66% y 60% del stock desovante. Los objetivos tradicionales se simulan bajo una estrategia de explotación tipo rampa (F rampa).



En el Cuadro 10 se resumen los valores de CBA 2014 del stock de anchoveta Chile-Perú y los niveles de riesgo del stock de anchoveta de sobrepasar el objetivo de explotación. Es necesario señalar que en el cálculo de la CBA por nivel de riesgo solo se consideró el objetivo de explotación de un escape del 40% dado lo establecido en la Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA, N°20.657) para todos los recursos pesqueros, esto es alcanzar el MRS. En términos, de los valores medianos proyectados de las CBA y para la mortalidad por pesca objetivo de $F_{40\%BDR/BD0}$, para el 2014 correspondería una CBA de 750 mil toneladas, y para un nivel de riesgo del 10% serían del orden 289 mil toneladas. Comparado con lo reportado en Julio pasado existe una reducción de aproximadamente un 50% en términos de valores medianos. Las variaciones se explican por las bajas abundancias que se proveen para 2013 y 2014, y tangencialmente por el coeficiente de variación en las proyecciones de la captura respecto de lo informado en Julio, esto es, de un CV de 0.26 utilizado en Julio en este informe fue de 0.48.

Cuadro 10. Escenarios de Capturas Biológicamente Aceptables (CBA) del stock de anchoveta Chile-Perú para el año 2014 según el objetivo de explotación de $F_{40\%BD/BD0}=2.02$ (semestre $^{-1}$) y $F_{sq}=0.57$ (semestre $^{-1}$) y CV=coeficiente de variación de CBA 2014.

Riesgo de superar el objetivo de explotación de un escape del 40%						
	10%	20%	30%	40%	50%	CV
$F_{40\%BD/BD0}$	289,350	447,836	562,115	659,762	751,030	0,48
F_{sq}	287,310	372,1549	433,334	485,609	534,470	0,36



7. DISCUSIÓN

En el presente informe se realizó una actualización de la evaluación del stock de anchoveta compartido entre Perú y Chile (16°LS - 24°LS) presentada en Julio pasado (Canales *et al.* 2013) consistente en adicionar información del primer semestre del año 2013 a la evaluación. Además se realizó una revisión de las proyecciones del stock desovante y captura biológicamente aceptable de anchoveta.

En términos de la actualización de la información, se adicionó a los datos de entrada de la evaluación, el desembarque acumulado de Chile y Perú correspondiente al primer semestre del año en curso, la composición de tallas de la capturas en el norte de Chile del primer semestre del 2013 y la biomasa del crucero hidroacústico del reclutamiento 2013 de anchoveta estimado en el área de distribución chilena del stock de anchoveta compartido. Se concluye que tanto el desembarque acumulado a junio 2013 como los indicadores de reclutamiento muestran una ratificación de una tendencia a la baja del stock, en tanto la composición en tallas de las capturas no mostró variaciones importantes respecto de lo observado en semestres anteriores.

La información adicionada al modelo de evaluación no generó cambios importantes en el ajuste del modelo respecto de lo reportado en el Primer Informe (Canales *et al.* 2013). Las mayores variaciones en las distintas verosimilitudes se explicaron por la incorporación de la biomasa de reclutas de Chile, y la composición de tallas de la captura chilena. Además, las observaciones adicionadas fueron cercanamente predichas por la evaluación. Como consecuencia de ello se observó solo una extensión de las tendencias que mostraba el stock en lo reportado en el Primer Informe de evaluación del stock de anchoveta compartido (Canales *et al.* 2013). Así, la actualización de la evaluación indica que los reclutamientos del stock tienen una tendencia de largo plazo al descenso desde el año 1994, con máximos relativos entre 1994 y 2013 siendo la estimación de reclutamiento para el primer semestre del año 2013 una de las más bajas reportadas por la evaluación y similares tendencia se observan en la abundancia total del stock. Sin embargo, cabe tener en cuenta que los reclutamientos de semestres más recientes presentan una mayor incertidumbre dada la presencia de cohortes incompletas y desde esa perspectiva estos pueden cambiar en la medida que se incorpora información a la evaluación. En términos de las biomásas, estas siguen la tendencia de los reclutamientos esto en el largo plazo (1994 – 2013) y corto plazo (2010 en adelante) a un descenso.. Para el primer semestre del año 2013 se estima entonces, una biomasa total de 2,6 millones de toneladas y desovante de 1 millón de toneladas (estimaciones centrales), valores inferiores a las biomásas estimadas para el primer y segundo semestre del año 2012.

La razón del potencial reproductivo con su tendencia de largo plazo no se modificó respecto de lo informado en Julio pasado, estimándose para el primer semestre del año 2013 un escape del potencial reproductivo de un 44%. Los niveles de mortalidad por pesca tampoco se modificaron en forma significativa y se mantuvo la condición de mortalidad por pesca baja reportadas en Julio pasado, ello asociado a la disminución del desembarque observado durante el primer semestre del 2013. Así, el diagnóstico del stock de anchoveta compartido sería que se encontraría en plena



explotación por cuanto su biomasa desovante se encuentra en torno al límite superior de la plena explotación y con mediano riesgo de sobre-explotación, esto utilizando como objetivo un nivel de escape del 40% para el stock desovante (Canales et al 2012a). Desde el punto de vista de la mortalidad por pesca, el stock de anchoveta se encontraría fuera de la condición de sobrepesca y con bajo riesgo de caer en ella. En este informe y tomando en cuenta las consideraciones emanadas de las reuniones técnicas de trabajo con SUBPESCA (Anexo 6) se analizó el status del stock de anchoveta utilizando los criterios tradicionales de explotación de la anchoveta, esto es niveles de reducción de un 66% y 60% del stock desovante. Considerando estos criterios el estatus de la anchoveta sería de sobre-explotación con ambos criterios, y desde el punto de la mortalidad por pesca solo bajo un objetivo del 66% el stock se encontraría con sobrepesca.

Es importante agregar que la incertidumbre en cuanto al proceso de crecimiento somático de la anchoveta y su edad se mantiene en esta actualización de la evaluación de anchoveta. Como se señaló en el Primer Informe de Evaluación (Canales *et al.* 2013) aunque se llevaron a cabo mejoras importantes al modelo de evaluación de anchoveta (Anexo 2) en relación a la parametrización del crecimiento somático, tamaños muestrales de las composiciones de tallas de las capturas y cruceros, y una construcción y selección adecuada de los índices lo cual incrementa relativamente la confianza de las estimaciones, aún persiste la incertidumbre respecto a la edad y crecimiento del recurso lo cual señala que estos resultados deben ser tomados con precaución y la problemática de la edad abordada. También es importante hacer notar que algunos indicadores de anchoveta tales como el RPR deberían ser revisados, dada su sensibilidad respecto del diagnóstico del recurso. Se plantea explorar a futuro con niveles de referencias que representen mejor la capacidad de expansión del stock de anchoveta compartido representado la capacidad máxima del sistema para sostenerlo el stock.

En relación a las proyecciones de la biomasa desovante y la CBA 2014 de anchoveta se observaron variaciones importantes respecto de lo reportado en Julio pasado (Canales et al 2013). En este informe se incorporaron varios otros factores en los escenarios de simulación, como una ventana de tiempo simulada más larga (diez semestres), se consideraron distintos niveles de reclutamiento de manera de ilustrar el impacto de este proceso sobre el stock desovante y las capturas proyectadas, se utilizaron dos tipos de estrategias de explotación (constante y rampa) asociados con los criterios de explotación usados (40% de reducción de la biomasa desovante), distintos valores de F y por último las condiciones de partida de la simulación fueron distintas a las reportadas en el Primer Informe debido a que la evaluación de este reporte se extiende en un semestre. En términos de las proyecciones semestrales del stock desovante y las CBA se concluye que el impacto de los niveles de reclutamientos en las proyecciones es de mediano plazo (2015 en adelante) y que las proyecciones en el corto plazo (2013 y 2014) están influenciadas por la condición más reciente del stock. En particular, los reclutamiento medios y altos tienden a tener un impacto más positivo para el stock desovante dentro de la ventana de tiempo simulada respecto de reclutamientos bajos donde el recurso necesita mucho más tiempo para alcanzar el objetivo de escape deseado. El tipo de estrategia de explotación (constante o rampa) estuvo asociada con el objetivo de explotación. De esta forma para un objetivo de escape del 40% donde el stock se ubica en condición de plena



explotación la estrategia de captura constante con un $F_{40\%SDR/SDR_0}$ género en el corto plazo una reducción de la biomasa respecto del objetivo, no así el F_{sq} . Estos resultados no están influenciados estrictamente por los niveles de reclutamiento futuros sino más por la condición actual de la abundancia. Objetivos de manejo del 66% y 60% si bien diagnostican a la anchoveta en condición de sobreexplotación, permiten mover al stock a la plena explotación en el mediano plazo pero reduciendo los niveles de mortalidad por pesca al menos en el corto plazo. Este análisis muestra que niveles de $F_{40\%SDR/SDR_0}$ (proxy MRS) en el corto plazo no mantienen al stock en plena explotación sino en el mediano plazo, y un nivel de mortalidad por pesca más cercana a F_{sq} conducen a la sub-explotación en el corto plazo.

En términos de las CBA 2014 propuesta para el stock de anchoveta compartido entre Perú y Chile con distintos niveles de riesgos, en el actual informe se presenta una reducción importante (50%) respecto de lo propuesto en Julio pasado, ello debido a los cambios asociados con la actualización de la evaluación de anchoveta y también mayor variabilidad de las capturas proyectadas. Basado en las proyecciones del stock las capturas semestrales de anchoveta se reducen debido a los débiles reclutamientos observados en los semestre más recientes efecto que se propaga hacia la abundancia total, y si bien los reclutamientos futuros pudieran repuntar en los semestres venideros estos no tendrán un fuerte impacto en las capturas del corto plazo (2014). Estas bajas capturas propuestas para el año 2014 sin embargo, serían consistente con la importante baja registrada por el desembarque acumulado el primer semestre del 2013 y los débiles reclutamientos observados por los últimos cruceros hidroacústicos en el área chilena de distribución del recurso. Se recomienda, entonces aplicar una política de $F_{40\%SDR/SDR_0}$ que mantendría al stock en MRS en el largo y dada la condición de los indicadores de la pesquerías, la incertidumbre en la evaluación y el hecho que $F_{40\%SDR/SDR_0}$ es un proxy del MRS se opte por niveles de capturas precautorias para el 2014 asociadas a bajos niveles de riesgo esto es de entre un 10 – 20% lo que equivale a capturas de entre 290 y 450 mil toneladas para el stock de anchoveta compartido entre Chile y Perú.



8. CONCLUSIONES

- La extensión y/o actualización de la información de entrada a la evaluación de anchoveta con información disponible del primer semestre del año 2013 para el stock de anchoveta compartido señalan un importante descenso del desembarque total y en particular del registrado en Perú junto con un bajo reclutamiento en la área chilena de distribución del stock extendiendo la tendencia al descenso observada en los semestres del año 2012.
- En términos del ajuste del modelo, no se observaron variaciones importantes al incluir nueva información en la evaluación respecto de lo reportado en el primer informe, y los valores predichos por el modelo de anchoveta fueron muy cercanos a las observaciones. Como consecuencia, las variables de estado de anchoveta continúan con las tendencias que se venían mostrando en julio pasado.
- Los resultados de la evaluación de anchoveta al primer semestre del año 2013, indican un bajo reclutamiento durante el primer semestre y una tendencia de largo plazo de descenso de la abundancia total. Tanto la biomasa total y desovante muestran una tendencia similar. De esta forma, respecto de los semestres del año 2012 las estimaciones de las variables disminuyen para el primer semestre del año 2013.
- La razón del potencial reproductivo con su tendencia de largo plazo no se modificó, alcanzando una reducción al 2013 de un 44% del stock desovante, lo cual no mostro una variación importante respecto de Julio pasado. Los niveles de explotación o mortalidad por pesca mantuvieron el descenso, explicado por la reducción del desembarque.
- Los valores estimados para las variables de estado y de mortalidad por pesca del stock de anchoveta compartido entre Chile y Perú indicaría que el stock de anchoveta se encontraría en plena explotación con un riesgo moderado de sobrexplotación, y alejado de la sobrepesca para el primer semestre del año 2013. Ello considerando como objetivo una reducción al 40% del stock desovante que sería lo que stock podría sobrellevar según el estudio de Canales *et al* (2012a) y lo establecido en la LGPA en términos de que el objetivo es alcanzar el máximo rendimiento sostenido para la pesquería.
- Si bien durante Junio de 2013 se realizaron mejoras importantes a la evaluación de anchoveta, aún persiste fuerte incertidumbre respecto del proceso de crecimiento somático y de la edad de los individuos de anchoveta, lo cual se ve reflejado en las estimaciones de la talla media a la edad y la selectividad de la flota y cruceros. Estos a su vez tiene relevancia tanto en las estimaciones de la abundancia como en los PBR, por tanto se sugiere que los resultados presentados en este informe sean tomados con precaución. Continuar con las recomendaciones surgidas del taller del Junio, así como la revisión de los PBR en el próximo Taller Internacional ayudaran en el corto plazo a mejorar el diagnóstico.



- Tanto las proyecciones semestrales del stock desovante como la CBA de anchoveta se modificaron respecto de lo informado en Julio pasado debido a que el actual análisis considero más factores de variación en las proyecciones y también se actualizo la evaluación afectando de las proyecciones. Se concluye, que los reclutamientos futuros de anchoveta tienen un impacto de mediano plazo (2015 en adelante) y que en el corto plazo el stock desovante y CBA están influenciadas por las condiciones más reciente del stock. Reclutamiento futuros de magnitud media y alta tenderán a favorecer la mantención de los objetivo de manejo en el corto y mediano plazo.
- Tomando en cuenta los criterios de explotación de alcanzar una reducción del stock desovante del 40%, 66% o 60% con niveles de mortalidad por pesca objetivo, se concluye que un criterio del 40% (proxy del MRS) lleva al stock a plena explotación en el mediano plazo, sin embargo criterios del 66% y 60% si bien diagnostican a la anchoveta en condición de sobreexplotación, permiten también mover al stock a la plena explotación reduciendo los niveles de mortalidad por pesca en el corto plazo.
- Basado en lo elementos anteriores, la recomendación de CBA 2014 para el stock de anchoveta de Perú y Chile seria de no sobrepasar un nivel de mortalidad por pesca de $F_{40\%SDR/SDR_0}$, y optar por niveles de capturas precautorias con niveles de riesgo de un 10 – 20% es decir una CBA de entre 290 y 450 mil toneladas.



9. REFERENCIAS

- Butler, J. 1989. Growth during the larval and juveniles stages of the northern anchovy *Engraulis mordax* in the California Current, 1980-1984. Fish. Bull. 87: 645-652.
- Canales, M. y E. Leal. 2009. Parámetros de historia de vida de la anchoveta *Engraulis ringens* Jenyns, 1842, en la zona centro norte de Chile. Rev. Biol. Mar. y Oceanogr.: 44(1): 173-179.
- Canales, C. et al. 2012. Puntos Biológicos de Referencia de los principales recursos pesqueros de Chile como base a una aproximación precautoria para el manejo pesquero. Reporte de Taller. Departamento Evaluación de Recursos (DER), Instituto de Fomento Pesquero, Valparaíso 17-19 abril, 2012: 45 pp
- Canales, M. y Canales, C. 2013. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2014. Proyecto 2.6. Investigación del status y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de anchoveta y sardina española regiones XV a II, año 2014: Anchoveta XV - II Regiones, 2014. Primer Informe. Instituto de Fomento Pesquero. 39 pp. + Anexos.
- Castillo, J. A. Saavedra, C. Hernández, V. Catasti, F. Leiva, J. Letelier, H. Reyes, M. Pizarro, B. Leiva, F. Cerna, A. López, L. Herrera, G. Claramunt, A. Mujica y E. Uribe. 2009. Evaluación hidroacústica reclutamiento anchoveta entre la XV y IV Regiones, año 2009. Informe Final. FIP 2008-02. 285 pp + Figuras, Tablas y Anexos.
- Castillo, J. A. Saavedra, F. Leiva, H. Reyes, M. Pizarro, F. Espíndola, V. Catasti, C. Lang, C. Hernández, B. Leiva, F. Cerna, A. López, L. Herrera, G. Claramunt, E. Oliva, P. Moreno y M. Medina. 2010. Evaluación hidroacústica del reclutamiento de anchoveta en la XV, I y II Regiones, año 2010. Informe Final. FIP 2009-02. 225 pp + Figuras, Tablas y Anexos.
- Castillo, J. A. Saavedra, F. Leiva, H. Reyes, M. Pizarro, V. Catasti, C. Lang, M., San Martín, B. Leiva, F. Cerna, A. López, L. Herrera. 2011. Evaluación hidroacústica del reclutamiento de anchoveta en la XV, I y II Regiones, año 2011. Informe Final. FIP 2010-13. 248 pp + Figuras, Tablas y Anexos.
- Castillo, J. A. Saavedra, F. Leiva, H. Reyes, M. Pizarro, V. Catasti, C. Lang, M., San Martín, B. Leiva, F. Cerna, A. López, L. Herrera. 2012. Evaluación hidroacústica del reclutamiento de anchoveta en la XV, I y II Regiones, año 2012. Informe Final. FIP 2010-13. 248 pp + Figuras, Tablas y Anexos.



- Castillo, J. A. Saavedra, F. Leiva, H. Reyes, M. Pizarro, V. Catasti, C. Lang, M., San Martín, B. Leiva, F. Cerna, A. López, L. Herrera. 2013. Evaluación hidroacústica del reclutamiento de anchoveta en la XV, I y II Regiones, año 2013. Pre-Informe Final. FIP 2012-11. 248 pp + Figuras, Tablas y Anexos.
- Chirichigno, N. y J. Vélez. 1998. Clave para identificar Iso peces marinos del Perú (2da edición). Pub. Esp. Inst. Mar Perú. 500 p.
- Claramunt, G., L. Cubillos, M. Braun, R. Serra, M. Canales, J. Sánchez, A. Flores, P. Moreno, K. Riquelme, C. Castillo y C. Valero. 2007. Mejoramiento del método de producción diaria de huevos aplicado en pelágicos pequeños. Informe Final. FIP 2006-38.
- Cubillos, L., Hernandez, A., Sepulveda, A. y Arcos, D. Equilibrium yield-curve analysis through an analytic age-structured production model: A sensitivity study for the Chilean jack mackerel fishery. Fisheries Research (54):395-407.
- Francis, R. I. C. 2011. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 68: 1124-1138.
- Hoening, J. M. 1983. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. Fishery Bulletin 82: 898-903.
- López-Veiga EC. 1979. Fitting von Bertalanffy growth curves in short-lived fish species. A new approach. Investigaciones Pesqueras 43: 179-186.
- Melo, Y. C. 1984. Age studies on anchovy *Engraulis capensis* Gilchrist off South West Africa. S. Afr. J. mar. Sci. 2: 19-31.
- Martínez, C., G. Böhm, E. Díaz, L. Ossa, H. Reyes, J. Letelier, R. Aravena, H. Padilla, F. Cerna, C. Machuca, V. Bocic, L. Muñoz, M. Troncoso. 2009. Investigación Situación Pesquería Pelágica Zona Norte, 2008. Informe Final. IFOP/SUBPESCA.
- Plaza, G., F. Cerna y J. Legua. 2012. Validación de formación de anillos primarios y macro-anillos de crecimiento en otolitos de anchoveta de la zona norte. Informe Final. PROY. SUBPESCA ID N°4728-31LP11. 130 p
- Prosch, R. M. 1986. Early growth in length of the anchovy *Engraulis capensis* Gilchrist off South Africa. S. Afr. J. mar. Sci. 4: 181-191.



- Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 39(3): 175-192.
- Schnute, J. and Fournier, D. 1980. A new approach to length-frequency analysis: Growth Structure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(9): 1337-1351.
- Serra, J.R. 1983. Changes in the abundance of pelagic resources along the Chilean coast. In: G.D. Sharp and J. Csirke (Eds.) *Proceedings of the Expert Consultation to examine changes in abundance and species composition of neritic fish resources*. San José, Costa Rica, 18 - 29 April 1983. *FAO Fish. Rep.* 291 (2): 255 - 284.
- Serra, R., P. Barría y J. Castillo. 2001. Investigación evaluación de stock recurso anchoveta, 2001. Stock zona norte y sur del Perú. Informe Final IFOP/SUBPESCA, 41 pp.
- Serra, R. y C. Canales. 2010. Investigación del estatus y evaluación de estrategias de explotación sustentables en anchoveta y sardina española, regiones XV, I y II, 2010. Informe Final. IFOP/SUBPESCA. 47 p. + anexos.
- Serra, R. y C. Canales. 2011. Investigación del Estatus y Evaluación de Estrategias de Explotación Sustentables 2011, de las Principales Pesquerías Chilenas. Actividad 1: Peces Pelágicos: Anchoveta y sardina española XV, I y II Regiones. 2011.
- Serra, R. y C. Canales. 2012. Estatus y Posibilidades de Explotación Biológicamente Sustentables de los Principales Recursos Pesqueros Nacionales, Año 2012. Evaluación de Estrategias de Explotación Sustentables 2011, de las Principales Pesquerías Chilenas. Actividad 1: Peces Pelágicos: Anchoveta y sardina española XV, I y II Regiones. 2011.
- Serra, R. y C. Canales. 2013. Investigación del Estatus y Evaluación de Estrategias de Explotación Sustentables 2013, de las Principales Pesquerías Chilenas. Actividad 1: Peces Pelágicos: Anchoveta y sardina española XV, I y II Regiones. 2011. Informe Final.
- Waldron, M., M.J. Armstrong y R.M. Prosch. 1989. Aspects of the variability in growth of juvenile anchovy *Engraulis capensis* in the southern Benguela System. *S. Afr. J. mar. Sci.* 8:9-19.
- Waldron, M., M.J. Armstrong y B.A. Roel. 1992. Birthdate distribution of juvenile anchovy *Engraulis capensis* caught in the southern Benguela System. *S. Afr. J. mar. Sci.* 12: 865-871.

ANEXOS

A N E X O 1

Datos y variables de estado de la
evaluación de anchoveta



Tabla 1.
Desembarques de la anchoveta stock 16°LS – 24°LS. Fuente: IFOP e IMARPE.

Año	Sur Perú (t)	Norte Chile (t)	Total (t)
1984	22,415	230	22,645
1985	146,447	51,877	198,324
1986	312,194	1,248,662	1,560,856
1987	246,469	178,789	425,258
1988	285,636	768,502	1,054,138
1989	462,729	1,263,794	1,726,523
1990	179,939	573,058	752,997
1991	377,537	562,772	940,309
1992	873,180	953,848	1,827,028
1993	631,429	1,056,283	1,687,712
1994	849,189	1,944,987	2,794,176
1995	971,498	1,482,104	2,453,602
1996	183,832	840,046	1,023,878
1997	1,080,682	1,317,407	2,398,089
1998	296,924	132,716	429,640
1999	539,371	809,278	1,348,649
2000	483,769	1,154,369	1,638,138
2001	360,852	639,732	1,000,584
2002	1,341,576	1,215,966	2,557,542
2003	193,770	417,845	611,615
2004	882,768	1,394,102	2,276,870
2005	1,037,910	1,007,745	2,045,655
2006	819,748	513,119	1,332,867
2007	943,346	744,848	1,688,194
2008	846,765	648,231	1,494,997
2009	541,278	440,216	981,494
2010	290,584	434,934	725,518
2011	665,826	958,022	1,623,848
2012	357,678	710,124	1,067,802
*2013	41,975	228,000	269,975

*El desembarque informado como 2013 corresponde al acumulado Enero-Junio 2013



Tabla 2. Composici3n en talla de la estructura de las capturas semestrales de anchoveta XV, I y II regiones de Chile, 1984-Junio 2013. Las columnas indexan las tallas de anchoveta desde los 7 a 20.5 cm de longitud total y las filas los semestres de cada a1o.

	7	7.5	8	8.5	9	9.5	10	10.5	11	11.5	12	12.5	13	13.5	14	14.5	15	15.5	16	16.5	17	17.5	18	18.5	19	19.5	
1984	0.000	0.000	0.000	0.007	0.011	0.042	0.067	0.138	0.113	0.058	0.040	0.049	0.109	0.140	0.120	0.080	0.022	0.004	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
1984.5	0.000	0.000	0.000	0.009	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
1985	0.001	0.003	0.017	0.043	0.048	0.076	0.074	0.069	0.050	0.075	0.073	0.096	0.095	0.109	0.074	0.045	0.022	0.013	0.004	0.003	0.004	0.005	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000
1985.5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
1986	0.000	0.000	0.000	0.009	0.001	0.007	0.023	0.037	0.046	0.056	0.050	0.049	0.045	0.052	0.067	0.071	0.054	0.034	0.021	0.043	0.113	0.138	0.075	0.018	0.002	0.000	0.000
1986.5	0.000	0.000	0.000	0.009	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.001	0.003	0.007	0.013	0.029	0.047	0.059	0.062	0.048	0.049	0.141	0.291	0.190	0.054	0.005	0.000	0.000
1987	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.002	0.003	0.007	0.011	0.024	0.056	0.114	0.137	0.134	0.149	0.201	0.117	0.039	0.005	0.001	0.000
1987.5	0.000	0.000	0.002	0.005	0.004	0.016	0.048	0.086	0.131	0.126	0.157	0.161	0.125	0.038	0.009	0.000	0.001	0.005	0.011	0.015	0.019	0.015	0.014	0.008	0.002	0.000	0.000
1988	0.000	0.001	0.005	0.021	0.043	0.063	0.074	0.074	0.067	0.072	0.072	0.075	0.053	0.055	0.066	0.094	0.088	0.048	0.016	0.006	0.002	0.002	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000
1988.5	0.000	0.000	0.000	0.001	0.003	0.007	0.009	0.011	0.011	0.014	0.017	0.018	0.020	0.022	0.022	0.024	0.054	0.146	0.260	0.217	0.105	0.030	0.006	0.002	0.001	0.001	0.000
1989	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.002	0.004	0.012	0.022	0.039	0.056	0.060	0.068	0.080	0.082	0.093	0.081	0.088	0.085	0.089	0.087	0.052	0.015	0.003	0.000	0.000	0.000
1989.5	0.000	0.000	0.002	0.005	0.022	0.037	0.061	0.050	0.023	0.013	0.007	0.008	0.006	0.009	0.009	0.011	0.015	0.024	0.060	0.137	0.239	0.178	0.072	0.016	0.001	0.000	0.000
1990	0.000	0.000	0.001	0.001	0.004	0.007	0.012	0.027	0.042	0.068	0.082	0.077	0.074	0.068	0.060	0.065	0.077	0.064	0.048	0.037	0.045	0.066	0.051	0.019	0.003	0.000	0.000
1990.5	0.000	0.000	0.001	0.003	0.010	0.021	0.030	0.040	0.050	0.048	0.040	0.026	0.023	0.019	0.027	0.039	0.056	0.078	0.113	0.136	0.115	0.073	0.039	0.013	0.002	0.000	0.000
1991	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.001	0.001	0.002	0.003	0.003	0.003	0.072	0.128	0.209	0.247	0.189	0.071	0.022	0.011	0.005	0.001	0.000	0.000	0.000
1991.5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.002	0.002	0.003	0.004	0.005	0.007	0.003	0.002	0.020	0.097	0.231	0.270	0.212	0.094	0.034	0.009	0.003	0.000	0.000	0.000	0.000
1992	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.002	0.004	0.008	0.019	0.036	0.072	0.136	0.195	0.163	0.129	0.097	0.060	0.042	0.021	0.008	0.002	0.000	0.000	0.001	0.000	0.000
1992.5	0.000	0.000	0.001	0.002	0.005	0.006	0.009	0.013	0.020	0.023	0.025	0.029	0.048	0.154	0.271	0.253	0.101	0.032	0.005	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
1993	0.000	0.000	0.002	0.007	0.013	0.025	0.031	0.038	0.041	0.045	0.056	0.063	0.071	0.095	0.097	0.115	0.117	0.113	0.051	0.017	0.003	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
1993.5	0.001	0.002	0.003	0.005	0.008	0.012	0.013	0.017	0.022	0.029	0.043	0.058	0.060	0.059	0.078	0.119	0.137	0.144	0.110	0.059	0.016	0.003	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
1994	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.002	0.007	0.015	0.028	0.048	0.067	0.081	0.089	0.111	0.125	0.144	0.120	0.080	0.041	0.024	0.013	0.004	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
1994.5	0.000	0.000	0.001	0.002	0.006	0.014	0.015	0.014	0.011	0.011	0.012	0.011	0.008	0.010	0.042	0.147	0.251	0.241	0.122	0.058	0.017	0.004	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
1995	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.004	0.011	0.018	0.033	0.049	0.064	0.083	0.098	0.113	0.124	0.144	0.120	0.070	0.032	0.020	0.011	0.004	0.000	0.000	0.000
1995.5	0.001	0.003	0.005	0.011	0.019	0.030	0.036	0.041	0.040	0.038	0.036	0.039	0.031	0.042	0.050	0.072	0.094	0.118	0.118	0.095	0.049	0.020	0.010	0.006	0.002	0.001	0.000
1996	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.001	0.002	0.005	0.009	0.020	0.038	0.060	0.072	0.089	0.088	0.100	0.103	0.115	0.112	0.105	0.056	0.020	0.003	0.001	0.000	0.000	0.000
1996.5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.003	0.003	0.012	0.026	0.039	0.055	0.070	0.098	0.164	0.231	0.188	0.093	0.015	0.001	0.000	0.000	0.000
1997	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.005	0.012	0.021	0.034	0.046	0.061	0.061	0.060	0.078	0.096	0.076	0.036	0.017	0.011	0.004	0.001	0.000	0.000	0.000
1997.5	0.000	0.002	0.006	0.009	0.009	0.013	0.012	0.013	0.013	0.020	0.020	0.023	0.028	0.057	0.107	0.147	0.158	0.168	0.118	0.052	0.017	0.006	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000
1998	0.000	0.000	0.000	0.001	0.003	0.010	0.023	0.039	0.058	0.090	0.122	0.165	0.151	0.134	0.066	0.028	0.011	0.025	0.041	0.026	0.005	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
1998.5	0.002	0.004	0.014	0.021	0.026	0.025	0.040	0.056	0.066	0.067	0.079	0.111	0.154	0.154	0.095	0.052	0.020	0.009	0.003	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
1999	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.004	0.009	0.020	0.040	0.064	0.093	0.107	0.127	0.130	0.129	0.120	0.092	0.050	0.014	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
1999.5	0.000	0.000	0.000	0.001	0.002	0.003	0.004	0.007	0.008	0.009	0.008	0.009	0.014	0.026	0.048	0.116	0.191	0.202	0.137	0.114	0.069	0.028	0.005	0.000	0.000	0.000	0.000
2000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.010	0.013	0.011	0.020	0.044	0.127	0.191	0.177	0.174	0.109	0.060	0.020	0.004	0.000	0.000	0.000
2000.5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.003	0.006	0.009	0.012	0.013	0.013	0.020	0.028	0.038	0.031	0.021	0.023	0.078	0.206	0.262	0.160	0.061	0.013	0.002	0.000	0.000	0.000
2001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.002	0.003	0.004	0.005	0.007	0.010	0.016	0.025	0.042	0.078	0.139	0.189	0.157	0.128	0.099	0.067	0.024	0.005	0.000	0.000	0.000
2001.5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.002	0.004	0.008	0.010	0.011	0.009	0.009	0.009	0.010	0.014	0.032	0.075	0.181	0.247	0.221	0.102	0.040	0.010	0.002	0.000	0.000	0.000
2002	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.003	0.006	0.011	0.011	0.022	0.037	0.054	0.090	0.122	0.175	0.165	0.134	0.072	0.056	0.030	0.016	0.004	0.001	0.000
2002.5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.004	0.018	0.050	0.118	0.164	0.220	0.174	0.139	0.067	0.031	0.011	0.004	0.001	0.000	0.000	0.000
2003	0.000	0.000	0.001	0.001	0.000	0.000	0.001	0.002	0.003	0.004	0.004	0.007	0.014	0.026	0.047	0.095	0.143	0.189	0.172	0.164	0.088	0.034	0.005	0.001	0.000	0.000	0.000
2003.5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.003	0.007	0.009	0.011	0.010	0.011	0.017	0.030	0.071	0.133	0.178	0.196	0.151	0.101	0.046	0.020	0.004	0.000	0.000	0.000	0.000
2004	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.002	0.004	0.007	0.013	0.022	0.037	0.062	0.080	0.123	0.147	0.186	0.129	0.095	0.048	0.032	0.011	0.003	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2004.5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.004	0.011	0.039	0.117	0.242	0.254										



Tabla 3. Composición en talla de la estructura de las capturas semestrales de anchoveta peruanas, 1984-primer semestre 2013. Las columnas indexan las tallas de anchoveta desde los 7 a 19.5 cm de longitud total y las filas los semestres de cada año.

	7	7.5	8	8.5	9	9.5	10	10.5	11	11.5	12	12.5	13	13.5	14	14.5	15	15.5	16	16.5	17	17.5	18	18.5	19	19.5
1984	0.000	0.000	0.000	0.000	0.004	0.004	0.014	0.018	0.036	0.061	0.104	0.147	0.184	0.192	0.160	0.055	0.020	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
1984.5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
1985	0.000	0.001	0.003	0.004	0.006	0.017	0.030	0.070	0.095	0.121	0.132	0.145	0.103	0.086	0.068	0.053	0.033	0.014	0.009	0.006	0.002	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000
1985.5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.004	0.011	0.016	0.032	0.064	0.121	0.226	0.295	0.169	0.051	0.007	0.000	0.000	0.000	0.000
1986	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.014	0.044	0.081	0.114	0.119	0.109	0.079	0.058	0.035	0.022	0.013	0.011	0.029	0.077	0.113	0.066	0.015	0.001	0.000	0.000
1986.5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.002	0.010	0.046	0.164	0.226	0.104	0.099	0.037	0.019	0.010	0.008	0.010	0.021	0.081	0.112	0.042	0.009	0.000	0.000
1987	0.000	0.001	0.002	0.015	0.015	0.011	0.023	0.044	0.071	0.104	0.108	0.100	0.073	0.070	0.058	0.061	0.062	0.045	0.040	0.019	0.017	0.022	0.022	0.013	0.003	0.000
1987.5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.004	0.015	0.036	0.062	0.085	0.089	0.099	0.128	0.177	0.161	0.086	0.032	0.016	0.007	0.002	0.000	0.000
1988	0.000	0.001	0.002	0.015	0.015	0.011	0.023	0.044	0.071	0.104	0.108	0.100	0.073	0.070	0.058	0.061	0.062	0.045	0.040	0.019	0.017	0.022	0.022	0.013	0.003	0.000
1988.5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.004	0.015	0.036	0.062	0.085	0.089	0.099	0.128	0.177	0.161	0.086	0.032	0.016	0.007	0.002	0.000	0.000
1989	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.002	0.004	0.009	0.023	0.052	0.066	0.090	0.117	0.130	0.121	0.110	0.083	0.078	0.059	0.040	0.014	0.002	0.000	0.000	0.000
1989.5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.003	0.003	0.005	0.017	0.028	0.052	0.069	0.124	0.225	0.250	0.161	0.051	0.011	0.011	0.011	0.011	0.000
1990	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.002	0.001	0.004	0.007	0.033	0.047	0.076	0.098	0.130	0.104	0.108	0.088	0.083	0.072	0.081	0.043	0.019	0.003	0.000
1990.5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.002	0.003	0.006	0.007	0.013	0.014	0.017	0.025	0.058	0.076	0.122	0.125	0.099	0.111	0.073	0.076	0.082	0.057	0.026	0.006	0.000
1991	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.002	0.008	0.028	0.074	0.152	0.242	0.232	0.156	0.072	0.025	0.008	0.002	0.000	0.000	0.000
1991.5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.004	0.006	0.004	0.003	0.003	0.002	0.010	0.039	0.145	0.258	0.251	0.149	0.079	0.033	0.011	0.003	0.000	0.000	0.000
1992	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.003	0.005	0.011	0.039	0.084	0.152	0.191	0.196	0.154	0.085	0.037	0.018	0.011	0.008	0.003	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000
1992.5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.002	0.006	0.015	0.055	0.142	0.248	0.283	0.185	0.054	0.008	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000
1993	0.000	0.001	0.003	0.004	0.008	0.010	0.018	0.020	0.022	0.023	0.024	0.029	0.050	0.077	0.126	0.162	0.185	0.143	0.075	0.020	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
1993.5	0.000	0.000	0.001	0.002	0.008	0.014	0.026	0.035	0.056	0.083	0.130	0.162	0.156	0.108	0.062	0.045	0.045	0.033	0.020	0.010	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
1994	0.000	0.000	0.000	0.000	0.002	0.003	0.007	0.019	0.037	0.057	0.097	0.109	0.131	0.142	0.113	0.077	0.038	0.018	0.007	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
1994.5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.008	0.026	0.039	0.049	0.072	0.098	0.109	0.091	0.071	0.055	0.060	0.107	0.113	0.068	0.030	0.003	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
1995	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.004	0.011	0.017	0.023	0.023	0.030	0.051	0.084	0.113	0.124	0.145	0.178	0.132	0.053	0.011	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000
1995.5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.004	0.011	0.035	0.089	0.176	0.225	0.202	0.119	0.077	0.042	0.016	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000
1996	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.003	0.007	0.013	0.020	0.022	0.031	0.062	0.153	0.248	0.224	0.144	0.057	0.015	0.001	0.000	0.000	0.000
1996.5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.003	0.006	0.015	0.027	0.042	0.045	0.043	0.045	0.059	0.094	0.179	0.219	0.150	0.059	0.012	0.000	0.000	0.000
1997	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.002	0.006	0.015	0.032	0.066	0.105	0.140	0.157	0.141	0.113	0.086	0.063	0.034	0.010	0.014	0.006	0.001	0.000	0.000	0.000
1997.5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.003	0.012	0.040	0.086	0.133	0.168	0.165	0.136	0.097	0.070	0.050	0.023	0.006	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
1998	0.000	0.000	0.001	0.004	0.008	0.015	0.036	0.069	0.115	0.163	0.195	0.170	0.126	0.059	0.023	0.006	0.004	0.004	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
1998.5	0.000	0.002	0.004	0.012	0.027	0.051	0.079	0.114	0.147	0.112	0.075	0.059	0.059	0.066	0.056	0.067	0.039	0.024	0.006	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
1999	0.000	0.000	0.000	0.001	0.003	0.005	0.008	0.013	0.021	0.035	0.056	0.082	0.111	0.133	0.128	0.131	0.103	0.079	0.054	0.028	0.008	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000
1999.5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.002	0.003	0.005	0.008	0.014	0.028	0.048	0.092	0.126	0.191	0.204	0.142	0.072	0.042	0.017	0.004	0.001	0.000	0.000	0.000
2000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.003	0.004	0.006	0.016	0.049	0.174	0.280	0.236	0.122	0.066	0.029	0.010	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000
2000.5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.005	0.011	0.025	0.050	0.091	0.148	0.202	0.189	0.116	0.052	0.022	0.018	0.029	0.029	0.010	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000
2001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.004	0.010	0.024	0.054	0.094	0.133	0.178	0.167	0.142	0.082	0.042	0.023	0.022	0.016	0.006	0.001	0.000	0.000	0.000
2001.5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.007	0.054	0.268	0.389	0.215	0.062	0.008	0.003	0.000	0.000	0.000
2002	0.000	0.000	0.001	0.001	0.001	0.003	0.005	0.011	0.027	0.054	0.091	0.129	0.154	0.162	0.144	0.108	0.056	0.025	0.016	0.009	0.003	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000
2002.5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.007	0.045	0.114	0.146	0.133	0.174	0.200	0.115	0.046	0.015	0.004	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2003	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.002	0.002	0.002	0.002	0.003	0.006	0.013	0.027	0.067	0.194	0.325	0.216	0.096	0.033	0.009	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2003.5	0.000	0.000	0.000	0.001	0.002	0.005	0.011	0.014	0.018	0.021	0.054	0.094	0.115	0.180	0.192	0.155	0.086	0.037	0.013	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2004	0.000	0.000	0.001	0.002	0.008	0.021	0.045	0.071	0.099	0.120	0.136	0.141	0.129	0.102	0.062	0.035	0.017	0.007	0.002	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2004.5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.001	0.002	0.005	0.013	0.028	0.060	0.118	0.190	0.225	0.178	0.116	0.048	0.013	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2005	0.000	0.000	0.002	0.007	0.018	0.030	0.042	0.053	0.058	0.066	0.083	0.100	0.097	0.093	0.077	0.078	0.074	0.067	0.038	0.013	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2005.5	0.000	0.000	0.000	0.000																						



Tabla 4.
Proporción de hembras maduras a la talla del stock de anchoveta norte (Oliva *et al.* 2011).

Talla (cm)	Proporción
7	0
7.5	0
8	0
8.5	0
9	0.01
9.5	0.02
10	0.05
10.5	0.12
11	0.27
11.5	0.51
12	0.74
12.5	0.89
13	0.96
13.5	0.98
14	0.99
14.5	1
15	1
15.5	1
16	1
16.5	1
17	1
17.5	1
18	1
18.5	1
19	1
19.5	1



Tabla 5.
Biomasa desovante (BD) e índice de ictioplancton de la
Anchoveta de la zona norte de Chile.

Año	BD (t)	Ictioplancton (t)
1992	281,000	20
1993		
1994		
1995	218,000	13
1996	228,000	9
1997	423,654	10
1998		
1999	751,810	13
2000	737,217	21
2001	193,857	15
2002	1,283,127	31
2003	477,004	17
2004	757,385	19
2005	977,285	26
2006	818,703	15
2007	173,448	6
2008	141,270	14
2009	215,896	6
2010		
2011	673,857	19
2012	417,070	19



Tabla 6
Biomasa (t) acústica total y de reclutas en el sur del Perú y de reclutas en el norte de Chile. Fuente: IMARPE e IFOP.

Año	Biomasa total	Biomasa reclutas	Biomasa reclutas
	Perú (t)	Perú (t)	Chile (t)
1995			
1996			6,759
1997			309,578
1998	2,015,000	398,000	114,904
1999	251,337	1,000	222,078
2000	380,718	7,000	77,056
2001	135,932		157,022
2002	1,477,869	471,000	175,292
2003	490,964	354,000	
2004	1,018,842	517,000	
2005	2,176,000	443,000	
2006	401,453	108,000	
2007	568,656	164,000	25,366
2008	1,063,000	222,000	139,883
2009	500,000	88,000	18,540
2010	1,270,000	838,000	50,149
2011	600,000	57,000	167,290
2012			7,324
2013			8,909



Tabla 7.
Biomasa total, desovante, reclutas, mortalidad por pesca (F) semestral y razón del potencial desovante (RPR) del stock de anchoveta compartido Perú y Chile (16°LS-24°LS).

Año	Semestre	Biomasa total (10 ³ t)	Biomasa desovante (10 ³ t)	Reclutas (10 ⁶ individuos)	F (semestre ⁻¹)	RPR	Abundancia (10 ⁶ individuos)
1984	1	216	49	15	4.29	0,89	34,923
1984.5	2	3,205	93	887	0.32	0,87	907,390
1985	1	3,694	210	179	5.83	0,72	728,899
1985.5	2	4,596	1,218	250	3.16	0,91	689,145
1986	1	6,085	1,961	543	4.29	0,83	952,980
1986.5	2	7,842	1,601	837	1.12	0,58	1386,213
1987	1	7,750	2,005	411	0.36	0,60	1213,847
1987.5	2	7,900	3,179	224	0.13	0,74	951,025
1988	1	7,956	3,852	278	0.28	0,77	847,416
1988.5	2	7,297	3,611	258	0.22	0,70	753,181
1989	1	6,867	2,795	343	0.51	0,67	780,137
1989.5	2	5,487	2,196	176	0.51	0,56	615,449
1990	1	4,905	2,004	211	0.48	0,54	565,015
1990.5	2	5,639	1,984	548	0.22	0,58	873,068
1991	1	5,708	1,671	257	0.75	0,59	779,818
1991.5	2	5,476	1,969	298	0.18	0,67	744,563
1992	1	6,725	1,914	555	1.61	0,59	1001,929
1992.5	2	8,665	1,725	1058	0.83	0,52	1627,643
1993	1	10,091	1,813	791	1.90	0,48	1748,554
1993.5	2	10,861	2,891	616	2.02	0,60	1640,441
1994	1	10,912	3,545	404	2.40	0,58	1370,208
1994.5	2	8,946	3,805	187	0.75	0,55	947,487
1995	1	7,802	2,948	281	1.28	0,45	812,663
1995.5	2	5,940	2,466	335	0.30	0,42	752,304
1996	1	5,222	2,179	115	0.44	0,43	555,329
1996.5	2	4,723	2,073	219	0.36	0,45	534,629
1997	1	6,505	787	819	5.03	0,22	1131,400
1997.5	2	5,406	651	347	5.26	0,22	969,658
1998	1	6,096	1,545	365	2.98	0,47	932,612
1998.5	2	6,148	2,584	229	0.08	0,68	775,732
1999	1	7,701	2,698	628	0.53	0,66	1096,853
1999.5	2	6,563	2,512	166	0.32	0,63	797,311
2000	1	6,263	2,370	225	0.83	0,59	692,715
2000.5	2	7,004	2,234	729	0.87	0,55	1115,089
2001	1	6,989	1,936	372	0.60	0,48	1028,558
2001.5	2	6,155	2,390	121	0.25	0,62	716,984
2002	1	6,681	2,416	385	1.44	0,58	812,146
2002.5	2	7,154	1,650	759	1.32	0,42	1200,104
2003	1	6,371	1,524	293	0.73	0,39	975,004
2003.5	2	7,687	2,429	625	0.16	0,60	1197,239
2004	1	8,165	2,573	340	1.50	0,57	1062,416
2004.5	2	7,140	2,497	290	0.80	0,51	883,522
2005	1	6,793	2,081	375	1.74	0,44	875,485
2005.5	2	6,041	1,911	414	0.67	0,44	885,839
2006	1	5,470	1,759	139	1.08	0,41	656,184
2006.5	2	5,112	1,936	314	0.53	0,45	675,741
2007	1	4,641	1,522	127	1.45	0,42	522,238
2007.5	2	4,386	1,263	414	0.80	0,36	684,962
2008	1	4,270	783	226	4.29	0,27	623,496
2008.5	2	3,686	906	206	2.42	0,32	542,834
2009	1	3,373	1,145	99	3.10	0,39	410,670
2009.5	2	4,418	1,154	548	0.82	0,42	773,491
2010	1	4,636	973	308	1.21	0,41	758,854
2010.5	2	4,735	1,399	256	0.39	0,51	695,188
2011	1	4,864	1,490	175	4.65	0,50	591,118
2011.5	2	4,230	1,470	235	0.94	0,46	552,703
2012	1	3,332	1,323	36	0.77	0,46	347,124
2012.5	2	3,407	1,127	284	1.04	0,42	474,284
2013	1	2,665	1,016	45	0.57	0,44	313,943

A N E X O 2

Northern Chilean Anchovy Stock
Assessment Workshop - NCASAW
3-7 June 2013



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN PESQUERA

REPORT

NORTHERN CHILEAN ANCHOVY STOCK ASSESSMENT WORKSHOP NCASAW

3 - 7 of June, 2013
Hotel O'Higgins, Viña del Mar, Chile
<https://sites.google.com/site/ncasawifop>

Authors
TMariella Canales, Cristian Canales, Chris Francis and Rodolfo Serra

Junio, 2013



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISI3N INVESTIGACI3N PESQUERA



1. Overview

The species *Engraulis ringens* (Jenyns, 1842) known as anchovy is widely distributed along the eastern coast of South America between 04°00"LS and 42°30"LS. It is associated with cold coastal waters and sea surface temperatures (14-22°C) and occurs in the upper 70 m. Under average environmental conditions anchovy concentrates near to the coast in the austral spring and summer, extending 100 nm offshore in autumn and winter (Checkley et al. 2009).

Along the Eastern Pacific coast the most productive anchovy fisheries are located in north-central Peru (04°LS-15°LS) followed by the fishery distributed southern Peru and northern Chile (16°LS-24°LS) and the most austral and less abundant located in the central-south area off Chile (34°LS-40°LS), all these fisheries correspond to three discrete stocks of anchovy (Cubillos et al. 2007).

The anchovy stock shared between southern of Peru and northern Chile extends from 16°00'LS to 24°00'LS (Serra 1983, Chirichigno and Velez 1998) and maintains the biggest fishery of anchovy in Chile. The fishery started in the middle of the 1950s, however anchovy was in a regime of low abundance until the 1980s with very low catches. The abundance recovered by the middle of 1984 together with the fishery.

The fishing mortality of anchovy in the XV-II regions is managed by the total allowable catch (TAC) system since 2002. This implies to run an annual stock assessment for the fishery resource in order to establish its status and propose a level of total catch. Until 2010, the stock assessment of anchovy was based in a statistical catch analysis at age, but in 2011 the model was replaced by length-structured stock assessment model due to the uncertainty about the age and growth of the species. Recently, both age and growth of anchovy between 18°21"-24°00"LS has been reviewed (Plaza et al 2012a) proposing a change in the dynamic of the somatic growth of anchovy. The species would reach its maximum length in about a year and maturity in less than a year. Besides an initial exploratory analysis about the effect of the abundance and biomass indexes in the anchovy stock assessment showed a lack of influence of this information in the stock assessment.

These issues showed the need to carry on a stock assessment workshop of anchovy with the advice of an international expert in the topic. Thus, from the 3 to 7 of June of the current year, the Northern Chilean Anchovy Stock Assessment Workshop was carried on. This report contains the main aspects of the workshop such a summary of the presentations about the state of the biological knowledge (e.g. age, growth, M, reproduction), the review of the input information for the assessment and the anchovy stock assessment model. Modifications to the stock assessment model were suggested and a base model was defined. This was used to carry on a sensitivity analysis where the main uncertainties in the anchovy assessment were identified. Finally, the status of the anchovy, its main uncertainty and recommendations for future work are discussed.



2. Biological knowledge

The anchovy stock shared between Perú and Chile can be characterized as:

- A trans-zonal stock because evidence of migrations from the north of Chile to the south of Peru exists as well as from the south of Peru to the North of Chile (Serra and Gil 1975). Migration from near to 26°LS to the north of Chile also has been identified (Martinez et al 1997).
- Anchovy life history traits (Table 1) indicate that would be a species of fast somatic growth that reaches a maximum size of about 20 cm.
- Maturity at length is 11.5 cm LT (Martinez et al. 2009) and the spawning period extends from late winter until late summer.
- Natural mortality (M) would be 1.0 and 1.2 year⁻¹ following the empirical methods of Pauly (1980) and Hoening (1983) (Cubillos 1991, Serra et al. 2001).
- The growth model of Cubillos (1991) and Serra et al (2012) indicates that anchovy would reach a maximum length within 4 to 5 years, but Plaza et al 2012 indicates that anchovy would reach a maximum length in about 1 year.

Table 1. Growth parameters of *Engraulis ringens* stock shared between Chile and Perú. VB = von Bertalanffy growth model, SVB = seasonal von Bertalanffy growth model. The life history traits are all based on Chilean information.

References	L_{inf} (cm)	k (y ⁻¹)	t_0 (y)	Method	Growth Model
Aguayo 1976	19.04	0.73	-0.65	Macro-ring	VB
Cubillos 1991	20.25	0.88		ELEFAN	SVB
Plaza et al 2012	22.00	1.09	-0.20	Micro-ring	SVB
Plaza et al 2012	19.31	1.33	-0.28	Micro-ring	VB
Serra et al 2012	20.43	0.66	-0.02	Micro-ring	SVB

Key points in the discussion of the life history traits were:

- i) New growth parameters (Plaza et al 2012) still need to be review. It is necessary to carry on a study following the growth of the juveniles within a cohort, because is that fraction that influence most the somatic growth rate.
- ii) Natural mortality needs to be estimated following the parameters of Plaza et al 2012. A value of $M=2.0$ year⁻¹ was obtained during the workshop.



iii) A review of the birth date of the anchovy individuals used to estimate the new growth parameters (Plaza et al. 2012) was made. It was showed that the analysis included individuals from 1973, 1982, 2009 and 2010 which means the analysis include individuals from different years.

2.2 Input data to anchovy stock assessment May-2013

- Semester landings of Chile and Peru from 1984 until 2012.
- Acoustic biomass of Chile 1996-2002, and from 2007-2013. This time series is used as a recruitment index in the assessment. The size-structure of the survey is only available since 2012 and its inclusion in the assessment needs to be assessed.
- Total acoustic biomass of Peru and its size-structure from 1996-2002, and from 2007-2013. Both pieces of information were including in anchovy assessment as indicator of total biomass at the time of the survey.
- Indexes for the spawning biomass in the model are i) Ichthyoplankton index is number of eggs per 0.05 m² (density of anchovy egg) and ii) spawning biomass (tonnes). Both indexes are estimated from Daily Egg Production Method (DEPM). Time series includes the years 1992, 1995 to 1997, 1999 to 2009 and 2011-2012.
- Length composition of the Chilean catches from 1984 to 2012 per semester. Length composition of the Peruvian catches from 1984 to 2011 also per semester.
- Weight at length from 1984-2010 is assumed constant. Parameters a and b corresponding to the allometric function between length (L) and weight (W) and are $a=0.00625$ and $b=3.02561$.

Key points in the discussion of the used in the assessment were:

i) Assessment starts from 1984. The anchovy fishery started in Chile in the 1950s with landings under 1 million tones an almost disappeared in the middle 1970s because anchovy went to a regime of low abundance. As a consequence little information from the fishery is available. The stock started to recover by the 1980s, thus the information for the anchovy assessment starts from 1984. There is some available data from Peru that could help to expand the time series until 1980.

ii) Evidence for two or one recruitment per year. Data from monthly catches of Chile and Peru showed that fish ≤ 12 cm are entering to the fishery from November to December, but also in July and August and sometime the whole year. It was concluded that there is enough evidence to assume that two recruitment per year in the model. However, to understand if the data have enough information to hold this assumption a sensitivity analysis assuming one and two recruitment per year was suggested.



iii) Use of the Ichthyoplankton index and the spawning biomass from DEPM. The focal point here was to clarify why both indexes are needed in the assessment in order to avoid redundancy information effects.

- The reasons to include both indexes in the assessment were: i) the first three years of the spawning biomass are considered biased because the area covered by the survey is smaller than in the years after. Therefore, the Ichthyoplankton index which is based on density (number of anchovy eggs/0.5 m²) could be used to obtain the index in those years. It was also expected to extend the Ichthyoplankton index time series back on time but has not been accomplished yet. ii) The idea to include Ichthyoplankton index from DEPM was taken from other anchovy assessment. The application of these criteria depends on wish year there is or not information.
- The problem here is that the model may have to fit different observations. The spawning biomass would be a better index than Ichthyoplankton because encompassed more information, e.g. adults and eggs. The coefficient of variation (CV) of spawning biomass is also available and shows good contrast between the years with a rather low estimation and high ones. Coefficient of variation for the Ichthyoplankton index is not available. From the point of view of weighting factors the use of the CV from spawning biomass would give useful extra information to use in the model, thus its inclusion in the assessment was recommended.
- Exploring the contribution to the fit of the model of including the Ichthyoplankton index or the spawning biomass in independents model runs was suggested.

iv) Strong variability in the total biomass index and the length compositions of the Chilean acoustic survey. It is necessary a better understanding if the strong variation in the biomass and length structure is owing to sampling error or to the variation of the population. Try to understand how the estimation of the biomass and length-structure of the surveys are obtained may help to understand the cause of the variation. The main points about the Chilean acoustic survey in the discussion were:

- Use to detect the dynamic of anchovy recruitment mainly.
- The main recruitment season is November and January. The best time to do the survey is December, although it is not possible for logistic reasons.
- Migration from the coast (day) to the ocean (night) has been detected and aggregation in the coast.
- The size-structure of anchovy from the surveys hauls changes with the latitude.



- Abate Molina (Research vessel) midwater trawl (sampling started from 1 m from the surface).
- In some years the acoustic biomass is correct by the bias produced by technical aspect of survey vessel (Abate Molina) that cannot reach the shore so alternative fishing vessel is used. Table 2 indicates in which years the bias has been addressed in biomass.
- The timing of the survey previous 2009 is variable because the decision of when to carry on the survey was based on when the main spawning peak took place. After 2009 a fixed season to carry the survey was established. There is a possibility that fixing the survey timing may have reduced the reliability (or increased the observation error) in the Chilean acoustic recruitment index. The gap data between 2002 and 2007 is to do with no possibility to carry the survey.

Table 2. Time of the acoustic survey of anchovy off northern Chile. (*) Acoustic biomass correction by shore bias.

Name acoustic survey	Year	November				December				January				February			
		1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
RECLAN9601	1996									■	■	■	■				
RECLAN9611	1997			■	■												
RECLAN9801	1998									■	■	■	■				
RECLAN9811	1999			■	■												
RECLAN0001	2000									■	■	■	■				
RECLAN0012	2001					■	■	■	■								
RECLAN0111 (*)	2002			■	■												
RECLAN0702	2007													■	■	■	■
RECLAN0712	2008																
RECLAN0812	2009					■	■	■	■								
RECLAN0912	2010					■	■	■	■								
RECLAN1012 (*)	2011			■	■												
RECLAN1112	2012					■	■	■	■								
RECLAN1212(*)	2013					■	■	■	■								

- The survey area is divided between zones which are established according to the size-structure observed in the hauls. These zones change between years.
- The length frequency for each zone arisen from the sum of the length frequencies of each hauls within the zone. The length frequency for whole survey area corresponds to the sum of all length frequencies by zones.
- CV of the acoustic biomass is rather small (Francis per com). The expected variability would be around 10-30 %.
- Because is not very clear if the variation in the size structures of survey is owing to sampling or populations. Carry on a bootstrapping analysis is recommended to measure the size of sampling error.



v) The following modifications to the information were suggested. i) Peruvian Acoustic survey. Change the total biomass index to an index only adult biomass by subtracting the biomass for fish of length ≤ 12 cm and remove fish ≤ 12 cm from the associated length frequencies. ii) Chilean recruitment survey. Keep only the recruits (fish ≤ 12 cm) in the index, so it is an index exclusively of recruits.

v) It was noted that the CV for the spawning biomass index varied greatly and were inversely related to the index (low values of the index had very high CV, Table 3). Therefore is important to use the CV in the model, rather than assuming the same CV for every year.

Table 3. Spawning biomass (MPH) index, coefficient of variation (CV) of MPH and Ichthyoplankton index.

Year	MPH (t)	CV	Ichthyoplankton index (eggs 0.05 m ⁻²)
1992			20
1993			
1994			
1995			13
1996			9
1997	423.654	31.7	10
1998			
1999	751.810	63.1	13
2000	737.217	28.9	21
2001	193.857	141.5	15
2002	1.283.127	23.4	31
2003	477.004	57.3	17
2004	757.385	40.6	19
2005	977.285	35.0	26
2006	818.703	37.8	15
2007	173.448	71.2	6
2008	141.270	69.4	14
2009	215.886	299.2	6
2010			
2011	673.857	27.3	19
2012	427.071	32.0	19

vii) The Peruvian and Chilean acoustic recruitment indexes generally showed good agreement, except in 2010 and 2011 (Figure 1). The lack of agreement could be because the timing of the Chilean has become fixed, rather than being synchronized with observed spawning maximum.

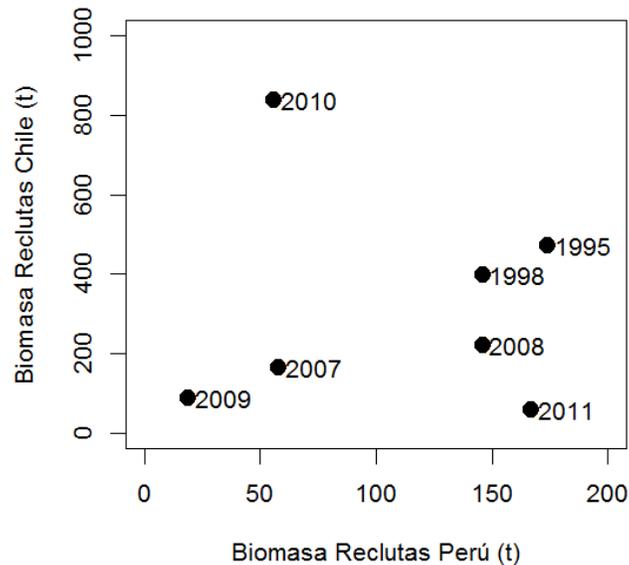


Figure 1. Relationship between the recruitment index of Peru and Chile. The divergent years were 2010 and 2011.

2.3 Anchovy stock assessment model (SAM) May-2013.

The assumptions of model are:

- The anchovy from northern Chile and southern Peru is one shared stock. The time scale of the population dynamics is the semester.
- Anchovy population dynamics is based on ages with catch observations based on length.
- The anchovy recruitment takes place two times per year and one recruitment per semester.
- Two purse-seine fleets fishing on the Chilean and Peruvian anchovy stock.
- All selectivities follow a logistic function and are constant over time.
- Weighting factor used until 2012 are summarized in Table 4.

Mathematical expressions of SAM May-2013 could be found in:

<https://sites.google.com/site/ncasawifop/> Doc07.

- The model is still considered in development.



Table 4. Symbols, type of information, weighting factor (σ) or sample size (ns) and years with observations. Assessment May-2013.

Symbol	Type information	(σ or ns)	Time series observations
YCH	Landings (t) Chile	0.1	1984-2012.
YPE	Landings (t) Peru	0.1	1984-2012
ACUS	Survey total acoustic biomass (t) Peru	0.4	1999-2011
MPH	Spawning biomass (t) Chile	0.3	1997, 1999-2003, 2011-2012
ICHTHYO	Ichthyoplankton index (eggs 0.05 m ⁻²) Chile	0.3	1992, 1995, 1997, 1999-2009, 2011-2012
RCH	Recruitment biomass (t) Chile	0.3	1997-2002, 2007-2012
RPE	Recruitment biomass (t) Peru	0.3	1998, 2002-2011
PCH	Catch length composition Chile	40	1984-2012
PPE	Catch length composition Peru	40	1984-2012
SPPE	Survey length composition Peru	50	2002-2007

The main points of discussion about the model were:

- The stock assessment model has been moved from age-structured based to length-structured based, but the population dynamics is still based on age. The former converted observed length frequencies to age frequencies outside the model, using observed age-length keys, whereas the latter uses growth parameters (Serra et al. 2012) to convert expected age frequencies to length frequencies inside the model. Therefore, the model depends on growth parameters.
- The approach of Schnute and Fournier (1980) was suggested as way of avoiding having to fix the asymptotic length (L_{inf}).
- Scale of the stock assessment. A semester scale is used because the model assumes two recruitment per year.
- Weighting factor and the fitting of the model need to be reviewed, in particular the sample size of the length composition of the catches.



3. Review of the weighting factors and set up a Base Model (June 2013).

3.1 Sample size of the catches length compositions

The process followed to select an adequate sample size (ns) for the length compositions of the Chilean and Peruvian catches was Francis (2011). The following steps were taken:

- We started with the sample size used in the previous anchovy stock assessment model (Serra and Canales, 2013), ns=40.
- Using Francis (2011) method the first values for ns of the length structures of each fleet were obtained. As a different variability was observed before and after 2001 in both time series, different ns were obtained for each period and fleet. This values were:

Chile: 1984-2000=2.6; 2001-2012: 6.1

Peru: 1984-2000=0.8; 2001-2012: 3.1

A lack of fit on length structures of the catches was observed; thus two runs were carried by doubling two times the ns for each fleet. The best fit in both fleet were obtain with low ns for the first period and high value ns in the second period. The values chosen were: 1984-2000=4.2 and 2001-2012: 12.3 for both fleets. The survey sample size was kept as ns=8.

3.2 Anchovy Base Model (June 2013)

The assessment started by setting a Base Model that accounts for the suggestion describes in sections 2 and 3. The following modifications to the SAM model used in May 2013 were made:

- Schnute and Fournier (1980) approach to become independent of the estimation of L_{inf} was implemented in SAM. There are three parameters k , L_1 and L_2 where these parameters represent the mean length at references ages A_1 and A_2 . In the model A_1 was set 0.5 years and A_2 at 2 years.
- The time structure of the model is based on semester time step.
- Exclude the Ichthyoplankton index and the Chilean adult acoustic biomass.
- Include the observed CV for the MPH index.



- Keep the assumption of two recruitments per year.
- Peruvian adults acoustic biomass is for fish $\geq 12\text{cm}$ (CV=0.4). Chilean and Peruvian acoustic indexes for recruits (CV=0.3). Size-structure of the Peruvian adults acoustic survey (ns=8).
- Chilean landings and length composition of the catches by semester (1984-2000 ns=4.2; 2001-2012 ns=12.3).
- Peruvian landings and length composition by semester (1984-2000 ns=4.2; 2001-2012 ns=12.3).

A first run of the Base model (S0) was made in order to explore how the previous modifications help to improve the fit of the SAM. Figure 1 summarized the following observations of the model fit:

- MPH biomass shows a good fit although the lower points in the time series are not explained by the model. This is because CV is large in these observations and therefore high uncertainty exists around these points (Table 3).
- Most of the variation in the Peruvian adult biomass index seemed to be noise because the model did not produce as much variation in the estimated adult biomass. There is no a CV available to judge.
- Both recruitment indexes (Peru and Chile) show consistency in their trend in the fit. That is also coincident with an early exploration of the data where the correlation between the two recruitment indexes shows only two points (2010 and 2011) very different.
- The fit of length size-structure did not show a good fit; therefore a sensitivity analysis that increases the sample size was suggested. This included double two times the size sample of size structures (The point was mentioned in the previous subsection 3.1).

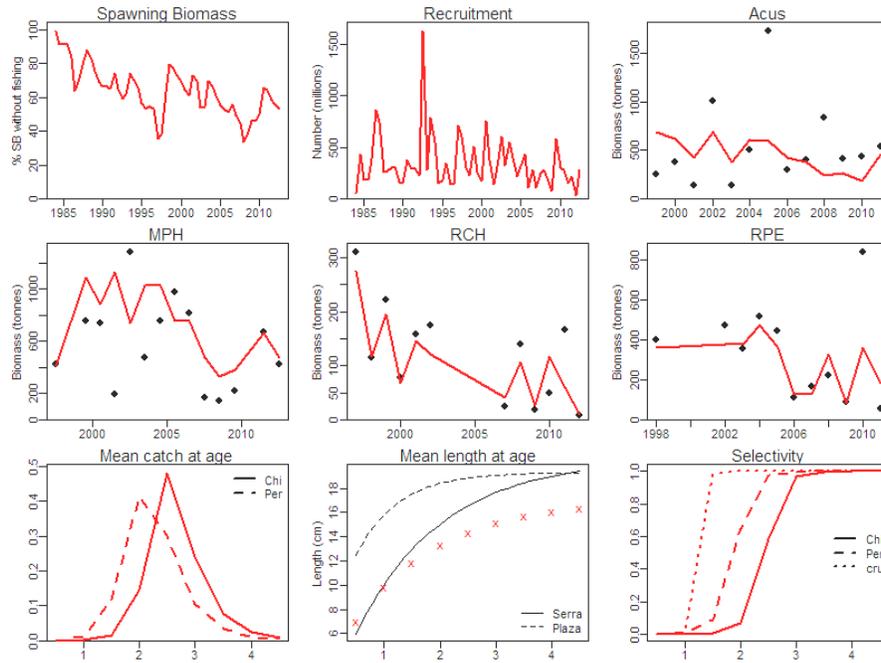


Figure 1. Output of the Based Model (S0).



4. Sensitivity analysis to the input information and model assumption.

Using the set based model (S0), a series of scenarios were define to test the response of S0 to the assumptions about the recruitment, k , Ichthyoplankton and MPH indexes, M , two selectivity period (2000 break point) and L_1 - L_2 (Schnute and Fournier,1980) (Table 3).

Table 3.

Sensitivity analysis. Description of each scenario tested. R=number of recruitment events per year, k =somatic growth curve, M =natural mortality, Ichthyo=density of eggs from DEPM, MPH=spawning biomass from DEPM and L_1 & L_2 parameters from Schnute and Fournier (1980) approach.

Scenarios	R	k (year ⁻¹)	Ichthyo (eggs 0.05 m ⁻²)/ MPH (t)	M (year ⁻¹)	Selectivity	L_1 & L_2 (cm)
S0	2	($k=0.66$)	MPH	1	1	estimated
S1	1	($k=0.66$)	MPH	1	1	estimated
S2	2	estimated	MPH	1	1	estimated
S3	2	($k=0.66$)	ichthyo	1	1	estimated
S4	2	($k=1.30$)	MPH	2	1	estimated
S5	2	($k=0.66$)	MPH	1	2	estimated
S6	2	($k=0.66$)	MPH	1	1	$L_1=5.9$ & $L_2=15$

Figure 2 shows the comparison between the base model (S0) and S1 which account for one recruitment per year. The trend of the MPH in S1 is similar to S0, however an increase in the variability of the recruitment is observed in S1 (maximum recruitment values are higher in S1 than S0). The fit of the MPH and recruitment indexes in model S1 is similar to S0. Mean catch at age and selectivity in model S1 vary greatly compare to model S0. The mean lengths at age are closed but different from the somatic growth model of Serra et al (2012) and Plaza et al (2012).

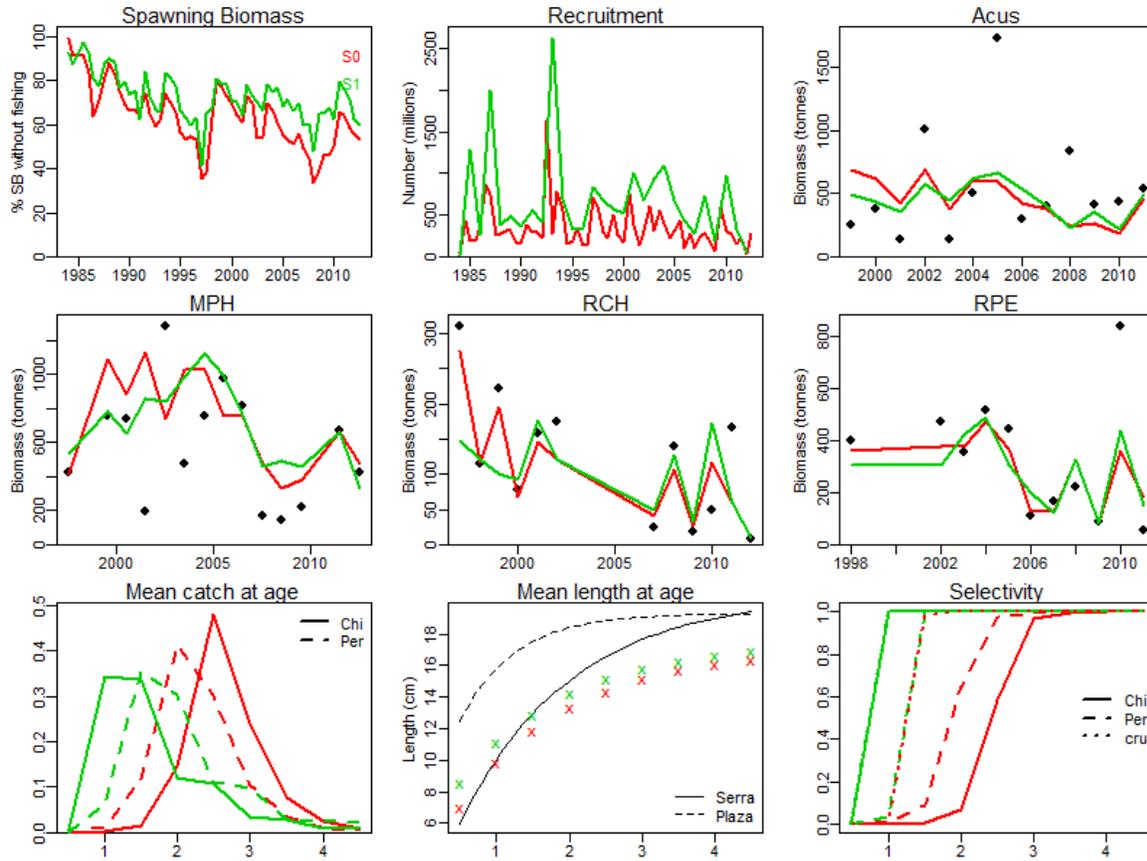


Figure 2. Comparison of escenarios S0 and S1. The first assumes two recruitments per year (red) and the second one recruitment per year (green).

Figure 3 shows the comparison between the base model (S0) and S2 that accounts for k that is estimated inside the model. No strong differences in the fit of the model and the trend of the spawning biomass were observed. The value of k estimated by the S2 model was $k=0.30$ (year⁻¹) a lower value compared with estimations of k based on macro and micro reading (Table 1).

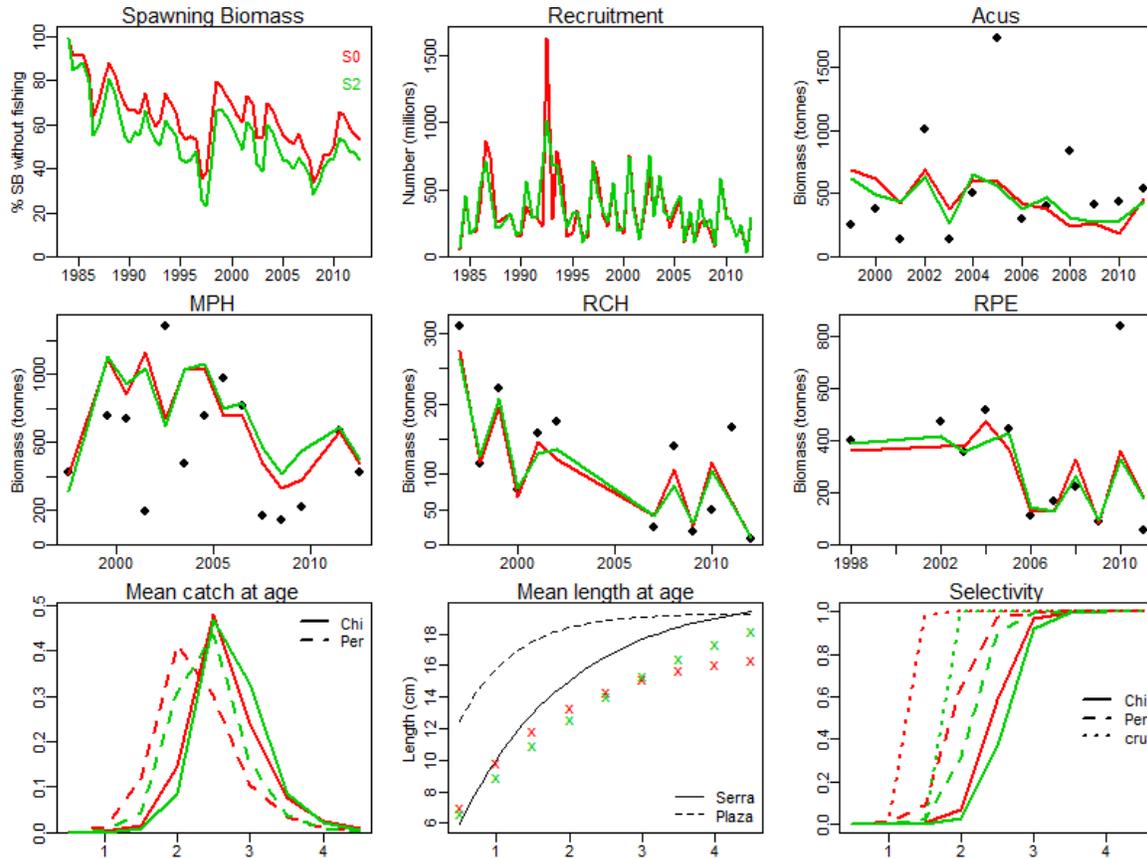


Figure 3. Comparison of models S0 and S2. The first assumes a fixed value of k of 0.66 year^{-1} (red) and the second estimated the value of k (green).

Figure 4 shows the comparison between the base model (S0) and S3 which include the Ichthy index instead of MPH index. Because there is not CV for the Ichthy index it was assumed to be equal for all year with a value of 0.4. The fit of Ichthy index goes by the middle of the observed points. The use of Ichthy index has a strong impact in the mean length at age of the catches and leads to different recruitment particularly in early years of the time series. Both models showed similar trends in the spawning biomass. Mean length at age are different between S0 and S3 and both significantly different from Serra and Plaza parameters.

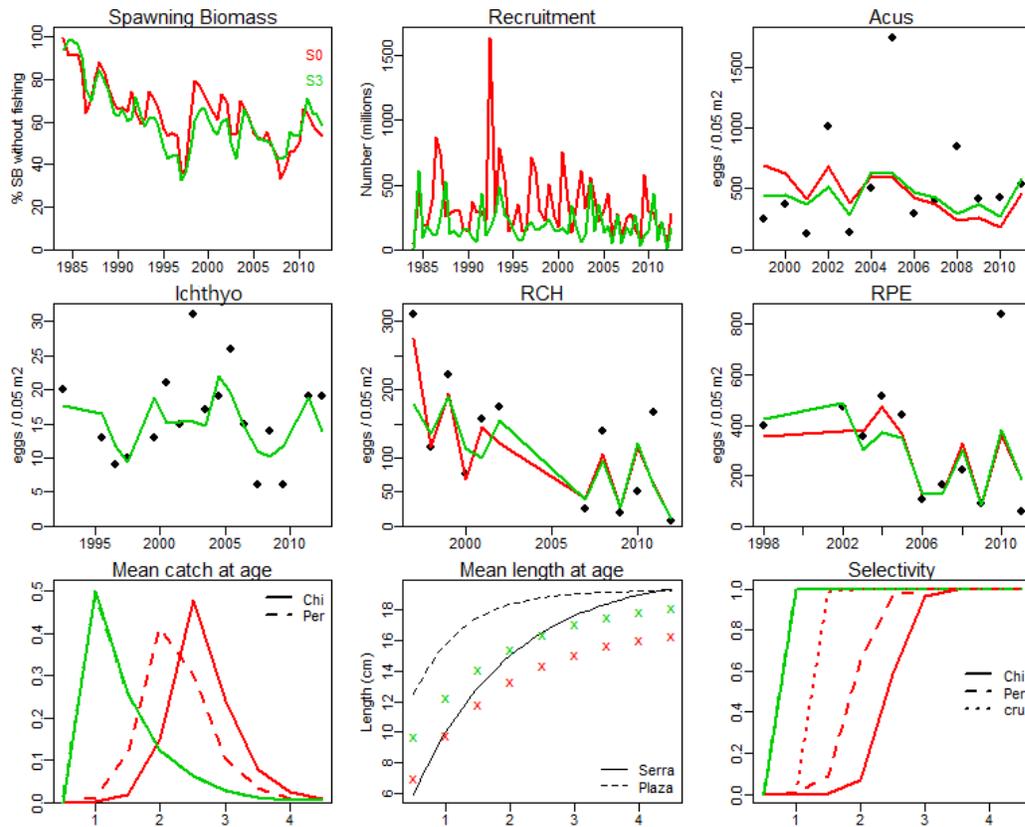


Figure 4. Comparison of models S0 and S3. MPH index was replaced by Ichthyoplankton index in the model fit.

Figure 5 shows the comparison between the base model (S0) and S4 which uses the new somatic growth parameters estimated by Plaza et al. (2012) and also a value of natural mortality of $M= 2.0$ (year^{-1}). The results show that there was not a strong impact in the spawning biomass and in the fit of the model. Mean length at age between scenarios were similar only in the oldest ages, but different from previous estimations.

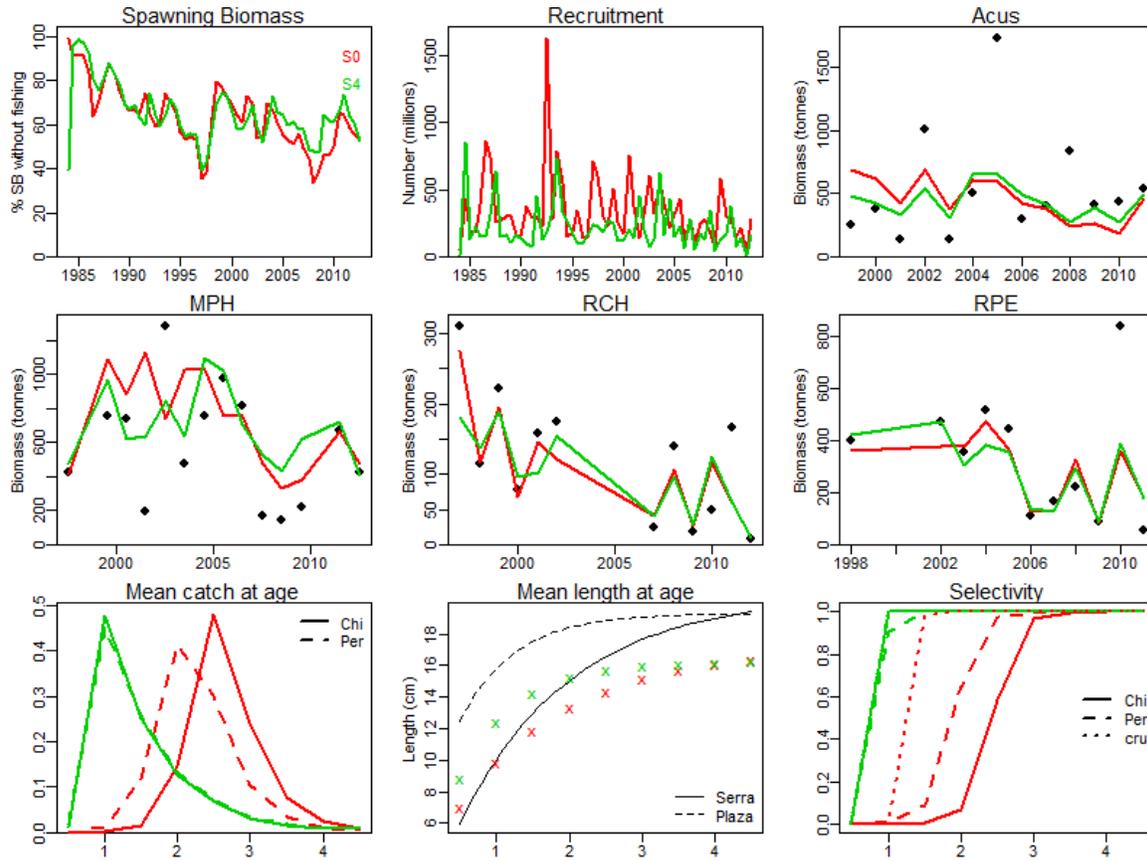


Figure 5. Comparison of models S0 and S4. Growth parameter used (S4) from Plaza et al. 2012 and $M=2$ (year^{-1}).

Comparison between the base model (S0) and S5 which assumes a change in selectivity in the year 2000 is shown in Figure 6. There is little difference in the model estimates of spawning biomass and the fit of the model. Large changes in the mean catch at age because of the selectivity assumption. Mean length at age were as in other runs dissimilar between scenarios and previous estimations.

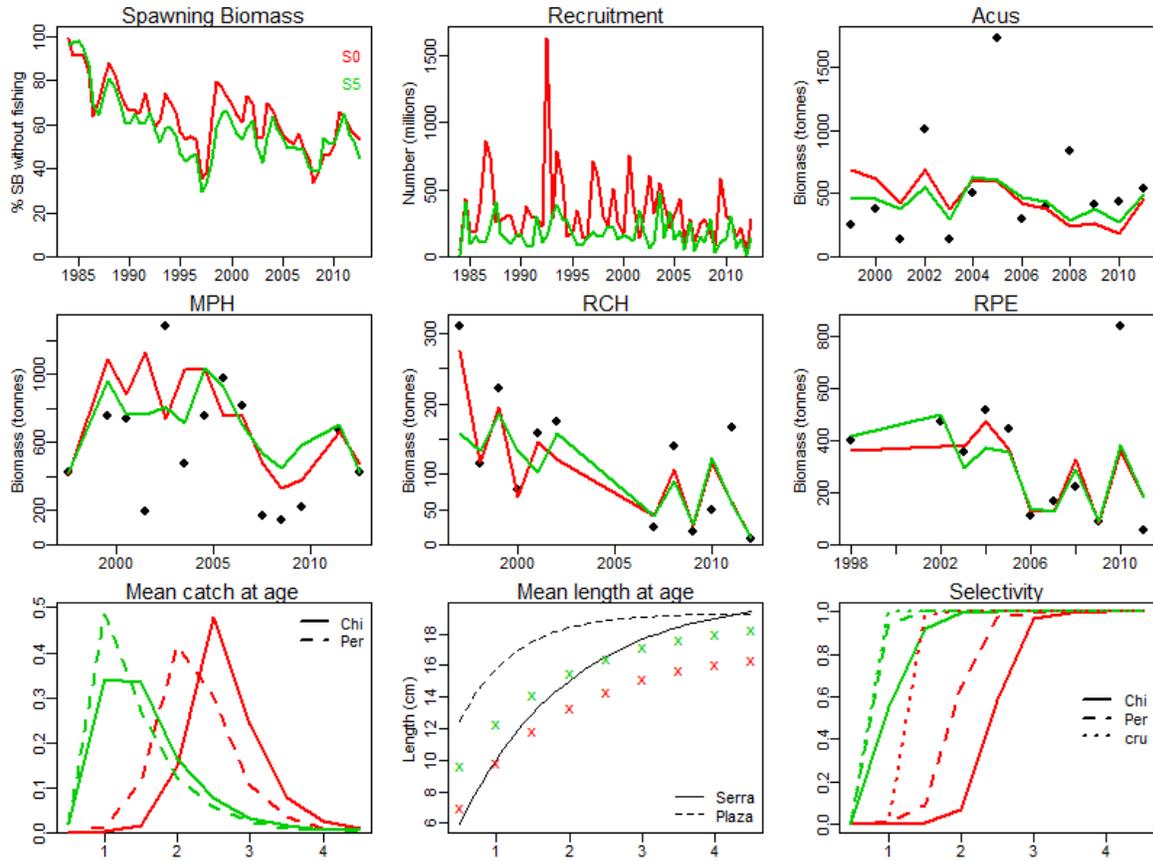


Figure 6. Comparison of models S0 and S5. Two different periods of selectivity. The change is assumed to take place in the year 2000.

Figure 7 shows the comparison between the base model (S0) and S6 when the growth parameter k , L_1 and L_2 are fixed. A strong depletion of the spawning biomass is observed under this scenario compared with S0 and other scenarios tested. The fit of the model does not show a strong variation. Again mean catch at age are different between S0 and S6 scenarios.

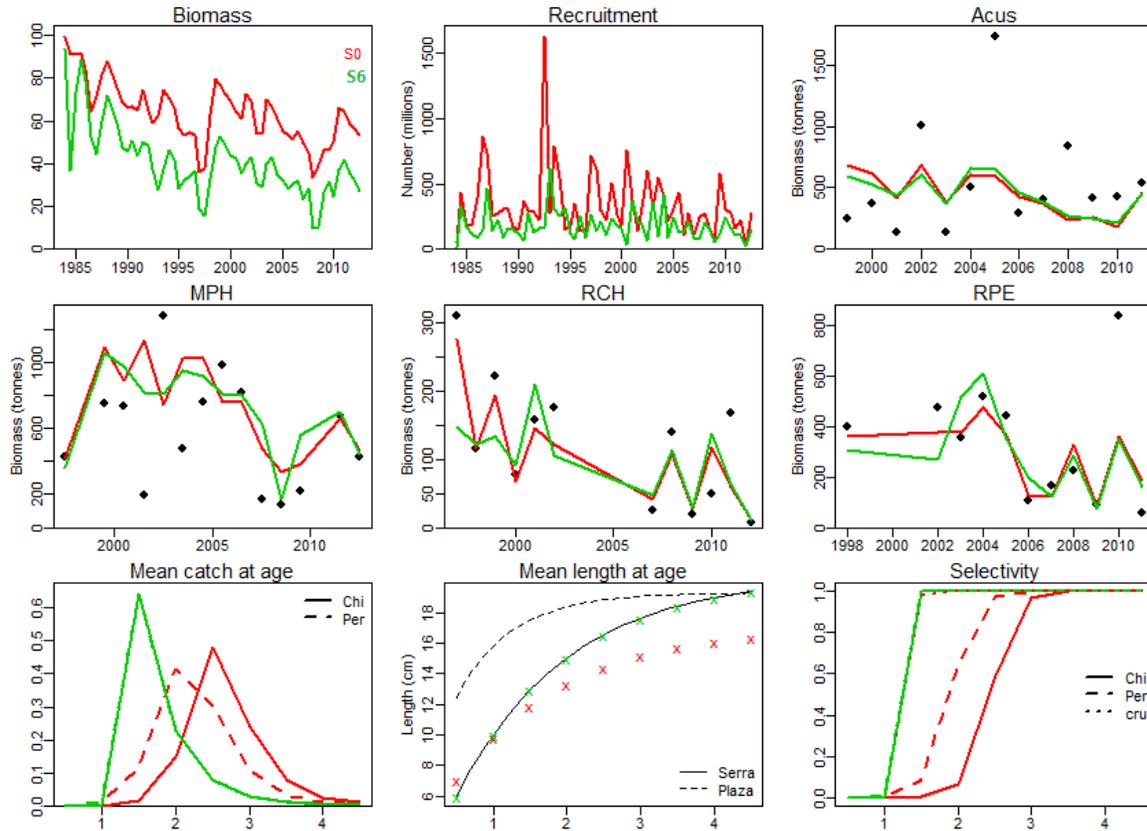


Figure 7. Comparison of models S0 and S6. Parameter $k=0.66 \text{ year}^{-1}$ $L_1=5.9 \text{ cm}$ and $L_2=15 \text{ cm}$ are fixed and equal to the parameters of Serra et al (2012).

Figure 8 shows a comparison across different scenarios of spawning biomass and the one that would have been without fishing. Scenarios S1-S5 showed a level of depletion of % 60-40. Scenario S6 showed a level of depletion of near a 20%. In general, the sensitivity analysis showed that the model fit well the indexes. Mean length at age and mean catch at age are not stable between scenarios, but it did not have a strong impact in the spawning biomass estimation, with exception of S6. This is because there is very little information in the size structure of the catches to fit the growth curve therefore the model is sensitive to the growth parameters.

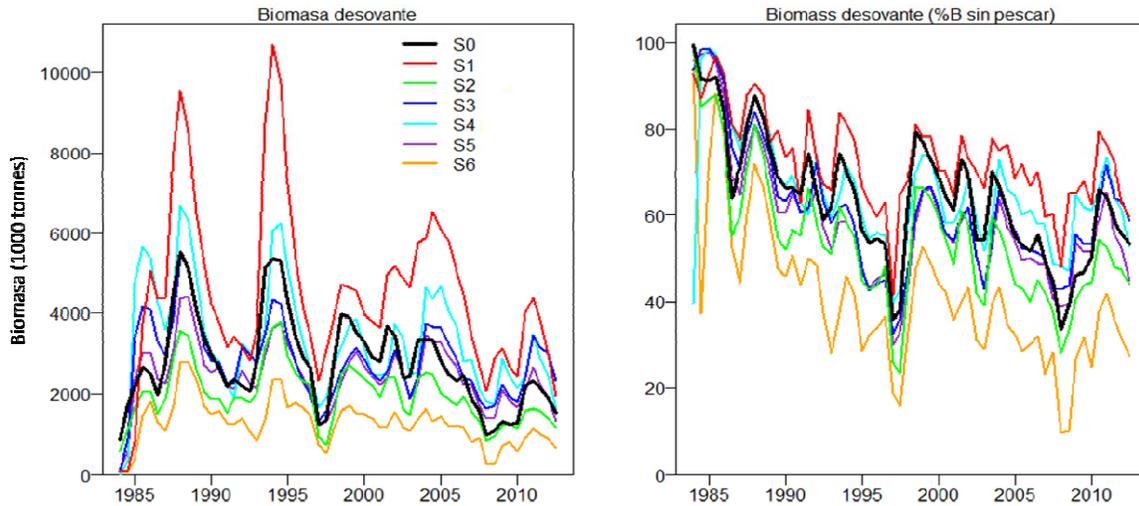


Figure 8. Comparison of the spawning biomass estimated across the scenarios. The right panel y-axis is a percentage of the biomass that there would have been without fishing.

The likelihood (Table 4) shows no clear conclusion from the all scenarios; however we can say that scenarios S2 could be the best in terms of fit of the model.

Table 4.
Likelihood of the scenarios tested in the sensitivity analysis.

	Scenarios						
	S0	S1	S2	S3	S4	S5	S6
ACUS	8.3	5.4	2.2	0.0	0.3	0.8	5.8
RCH	0.0	12.4	1.1	4.0	4.3	6.2	7.7
RPE	1.0	0.7	1.1	0.8	0.0	0.4	4.0
DEPM	1.8	1.3	3.9		0.2	0.5	0.5
ICHTHYO				0.9			
PFCH	5.9	193.4	2.6	94.3	62.9	83.8	74.2
PFPE	3.6	52.0	0.0	35.7	17.7	34.5	36.8
PCRU	10.0	11.4	1.2	13.1	8.3	10.7	9.2

A comparative analysis (Figure 9) with an age structure model for anchovy (older approach used in the anchovy assessment) was done applying the same assumptions than in the model S1. This means only one recruitment per year and a new sample size (Table 4).



A high increase in the spawning biomass after 1995 was observed. One reason is the increase in the recruitment which seems to double recruitment before 1995. The reason for the large increase could be explain for the age data. However, there is no evidence in the length structure for the increase in biomass. A short exploration of previous estimations of the spawning biomass with the age structure model shows different trends with a maximum around 2004 rather than before and with a more strong decrease at the end of the time series. One reason could be the sample size used at the time near around 50.

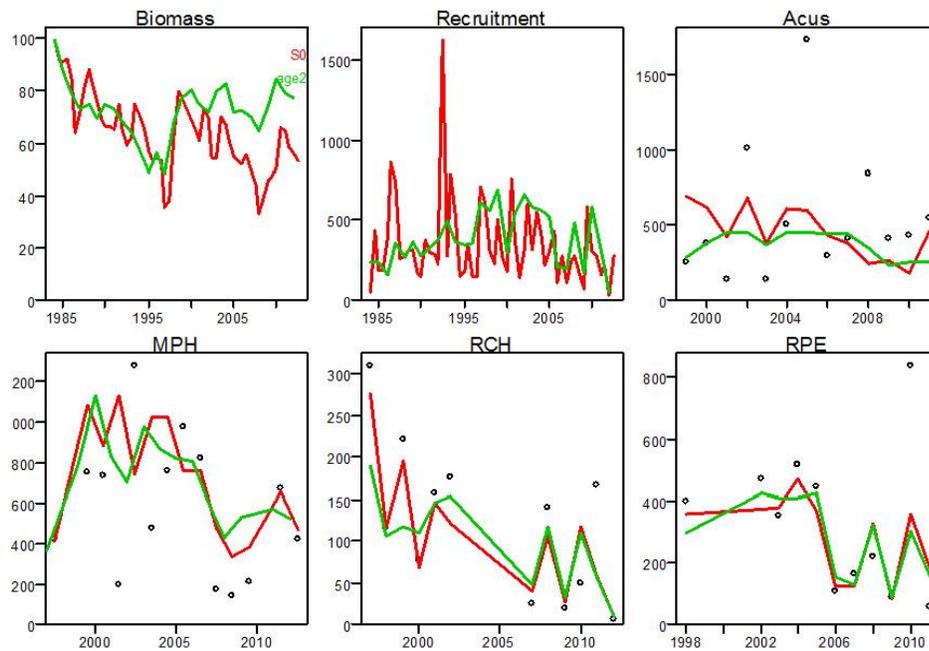


Figure 9. Comparison of the S0 model and the age-structure model.

5. Initial analysis of the observed length-structure of the catches.

The length structure of the catches from Chile and Peru seemed to reduce its interval of confidence of the mean length with time. Therefore a simple exploration of the trend of the observed data was done (Figure 9). The standard deviation (S.d) of the length distribution has decreased over time in the Chilean catches. The Peruvian fleet although showed a shift in 2003 the overall trend was negative (Figure 9a). The proportion of the small fish ≤ 12 cm has increased since 2000 in the Peruvian catches and Chile has a negative trend since 1985 (Figure 9b). The proportion of the adults ≥ 16 cm is decreasing since 2000 in the Chilean catches and since 1990 in the Peruvian (Figure 9c). It cannot be said if there is a change in the population and/or fishing practices or selectivity until fishing effect is removed.

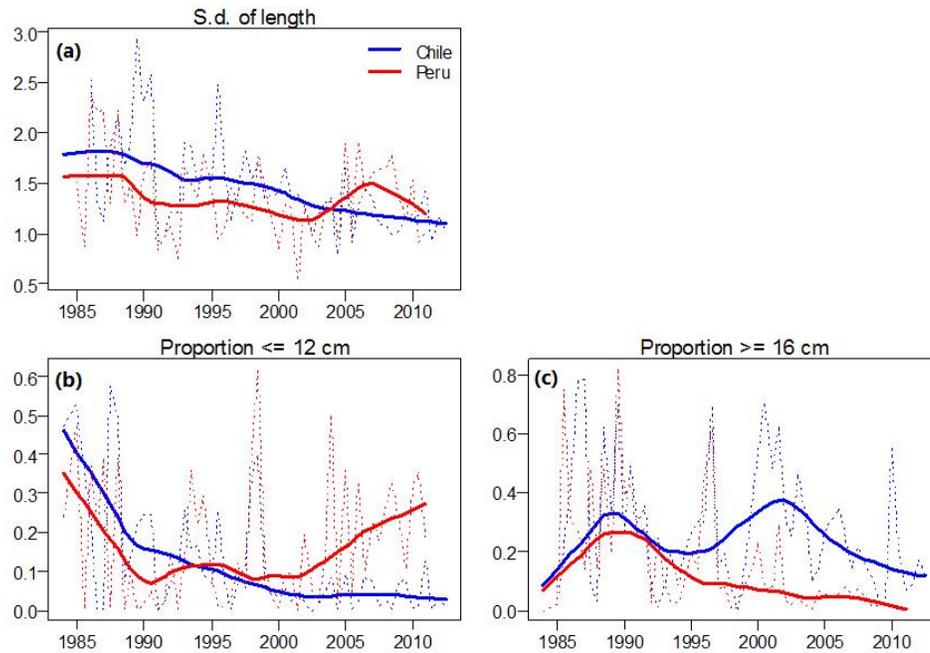


Figure 9. (a) Trend in the SD of length size-structure of catches. (b) Proportion of the fish ≤ 12 cm. (c) Proportion of the fish ≥ 16 cm. In each panel the dotted lines show annual values of the SD or proportion and the solid lines are smoothers fitted to the annual values to show the trend.



6. Discussion

The main results of the workshop were related with the effects of the modifications introduced to the anchovy assessment. The changes in the parameterization of growth, the method to select the sample size, the used of CV from the input data, and the improvement in the selection of informative time series, allowed a better and stable fit of the indexes of the model between scenarios, although anchovy age and growth are still the main sources of uncertainty in the assessment. In addition, all the changes in data and assumptions have been well supported compare with previous analysis increasing the confidence in the results about the status of the anchovy stock and the uncertainty of the assessment.

A similar fitted trend of Chilean and Peruvian recruitment indexes was common to all scenarios and also for the MPH index. The fact that adult where removed from Chilean recruitment index seemed to contribute to obtain a more consistent trend between recruitments indexes which facilitated the fit of these pieces of information to the model. In the case of the information from DEPM the removal of the Ichthyo index avoided redundancy effect such as try to fit dissimilar observations, but the addition of the CV from the MPH series helped to identify those points with higher uncertainty.

Although, the model fit well the indexes the estimated mean catches at age varied significantly between scenarios influencing the estimation of the mean length at age. This indicates that little information about age and somatic growth is contained in the indexes and in the size structures of the catches and survey.

The sensitivity analysis showed that the estimated spawning biomass for 2012 varied from around 60% (S1) to a 20 % (S6) as a percentage of B0 (spawning biomass without fishing), and the best model fitted following the likelihood criteria was S2, which showed a depletion of about 50%. The extreme condition of S1 and S6 has little support because the first assumed one recruitment per year overestimating the recruitment level and in the case of the model S6 assumes that growth parameters from Serra et al 2006 are well known (fixed values). Taking into account that the highest uncertainty in the assessment came from the somatic growth assumptions, the best scenario seemed to be S2. This scenario estimated the growth parameters, k , using the information contained in the indexes and the size structure of the catches and survey rather than assumes that anchovy age and growth is well known and growth parameters can be confidently estimated independently of model.

Four recommendations arise in relation to improve the knowledge of anchovy somatic growth, i) conclude the study of Plaza et al 2012 with the expert review of age and growth, ii) review the historical estimation of growth parameter in anchovy because significant differences in the predicted values following the von Bertalanffy model and 4 to 5 ages were observed, iii) before change the model or the modeling approach (e.g age structured model) is necessary clarify the issues about anchovy age and growth and finally iv) it was recommended do not go for a pair review process until age and growth uncertainty is clear.



The findings also give strength to the assumption of two recruitments per year. A dynamics that assume one recruitment per year can overestimate the recruitment, the spawning biomass and modified substantially the fit.

Other aspects that rise from the workshop or could not be addressed during the workshop were; the comparison between the age-structured model and S1 model showed important differences in anchovy spawning biomass in the last ten years of the time series being related with high estimations of the recruitment by age-structured model. It was mentioned that more explorations were need, but priority should be understand first the dynamics of the somatic growth. It would always be better to use an age-structured model rather than a model that simulate an internal length key if the age and growth are understood. It was also suggested to reduce the temporal scale of the population dynamics either in an age or length structure model because size structure of catches and survey varied substantially between months. Added the CV of other time series in particular the acoustic survey would also improve the assessment but first is necessary to review the current CV. Carry on a bootstrapping analysis is recommended to measure the size of the sampling error. It was also identify in the workshop that the mean length at age showed a negative trend in the fraction of individuals caught ≤ 12 cm and ≥ 16 cm, however was not possible to identify the cause of trend. A further analysis is required to understand what is happening with the anchovy growth in the long term.



7. References

- Aguayo, M. 1976. Edad y Crecimiento de la anchoveta (*Engraulis ringens*, Jennyns) del norte de Chile (Arica-Iquique). Ser. Invest. Pesq. Inst Fom. Pesq., Chile 23: 51p.
- Cerna, F., Machuca, C., López, A., Serra, R., Ojeda, V., Plaza, G., Moyano, G., Daisy Carreño, Gaspar, C., Muñoz, L. and Saavedra J., C. 2011. Revisión de la asignación por grupo de edad en la anchoveta de la zona norte. Informe Final FIP No. 2009-17. 124 p.
- Checkley, D. M., P. Ayón, Baumgartner, M. Bernal, J. C. Coetzee, R. Emmett, R. Guevara- Carrasco, L. Hutchings, L. Ibaibarraiga, H. Nakata, Y. Oozeki, B. Planque, J. Schweigert, Y. Stratoudakis, and C. van der Lingen. 2009. Habitats. In: Checkley, D. (Ed.), Climate Change and Small Pelagic Fish. The University Press Cambridge, 351 pp.
- Chirichigno, N. y J. Vélez. 1998. Clave para identificar los peces marinos del Perú (2da edición). Pub. Esp. Inst. Mar Perú. 500 p.
- Cubillos, L. 1991. Estimates of monthly biomass, recruitment and fishing mortality of anchoveta (*Engraulis ringens*) off northern Chile in the period 1986-1989. *Biología Pesquera*, 20:49–59.
- Cubillos, L. A., R. Serra, and P. Fréon. 2007. Synchronous pattern of fluctuation in three anchovy fisheries in the Humboldt Current System. *Aquatic Living Resources* 75:69–75. Serra 1983.
- Francis, R. I. C. 2011. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 68: 1124-1138.
- Hoening, J. M. 1983. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *Fishery Bulletin* 82: 898-903.
- Martínez, C., G. Böhm, E. Díaz, L. Ossa, H. Reyes, J. Letelier, R. Aravena, H. Padilla, F. Cerna, C. Machuca, V. Bocic, L. Muñoz, M. Troncoso. 2009. Investigación Situación Pesquería Pelágica Zona Norte, 2008. Informe Final. IFOP/SUBPESCA.
- Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 39(3): 175-192.



- Plaza, G., F. Cerna and J. Legua. 2012. Validación de formación de anillos primarios y macro-anillos de crecimiento en otolitos de anchoveta de la zona norte. Informe Final. SUBPESCA ID N°4728-31LP11. 130 p
- Schnute, J. and Fournier, D. 1980. A new approach to length-frequency analysis: Growth Structure. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 37(9): 1337-1351.
- Serra, R. and R. Gil. 1975. Marcación de anchoveta en la Zona norte de Chile. Metodología y trabajos preliminares. Rev. Com. Perm. Pacifico Sur, 3: 3-19
- Martinez et al 1997
- Serra, R., P. Barría y J. Castillo. 2001. Investigación evaluación de stock recurso anchoveta, 2001 Stock zona norte y sur del Perú. Informe Final IFOP/SUBPESCA, 41 pp.
- Serra, R., and C. Canales. 2013. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2013. Peces Pelágicos: Anchoveta XV - II Regiones, 2013. Informe Final. IFOP/SUBPESCA. 63 p +Anexos.



NCASAW

NORTHERN CHILEAN ANCHOVY STOCK ASSESSMENT WORKSHOP

Hotel O'Higgins, Viña del Mar, Chile

<https://sites.google.com/site/ncasawifop/>

AGENDA

Valparaíso, 3 – 7 June 2013

1.1 Opening

- 1.1 Welcome
- 1.2 Introduction of Chairman, participants and guests
- 1.3 Terms of Reference
- 1.4 Documents and presentations
- 1.5 Daily time schedule, meals and others arrangements

1.2 Task team, chairman, and participants

The workshop will be chaired by Mr Rodolfo Serra (IFOP). The task team people would be involve in the stock assessment and the participants would be observers of the assessment process which are listed in the website.

Task team

Chris Francis	Independent expert
Rodolfo Serra	IFOP - Chairman
Cristian Canales	IFOP
Mariella Canales	IFOP

1.3 Terms of Reference

- To review data and initial parameters of the current stock assessment model.
- To review the consistency of the abundance indices, landings, and length compositions.
- To review assumptions and equations of the assessment model.
- To provide estimates of stock population estimates and parameters such as fishing mortality, abundance, biomass and selectivity.



- To characterize uncertainty in the assessment model and estimated values.
- To provide appropriate measures for model performance, reliability and goodness of fit.
- To provide declarations of stock status relative to appropriate benchmark.
- To consider data monitor and assessment needs.
- To provide recommendations for future research and data collection.
- To complete an assessment workshop report.

1.4 Documents and presentations

All documents and presentations will be available at <https://sites.google.com/site/ncasawifop/>

Documents

- DOC#1 : Review of the stock, biological knowledge and fishery (Mariella Canales)
- DOC#2 : Age and growth (Francisco Cerna)
- DOC#3 : Growth based in survey length-distributions (Cristian Canales)
- DOC#4 : Fishery and fishing effort (Gabriela Böhm & Carola Hernández)
- DOC#5 : Data for stock assessment (Cristian Canales)
- DOC#6 : Spawning biomass and ichthyoplankton index (Rodolfo Serra)
- DOC#7 : Current stock assessment model (SAM) (Cristian Canales)
- DOC#8 : Results of anchovy stock assessment (Rodolfo Serra)
- DOC#9 : Sensitivity analysis (Cristian Canales)
- DOC#10: Alternative model: Annual scale (Cristian Canales)
- DOC#11: Acoustic Biomass (Jorge Castillo)

Presentations

- Review of the stock, biological knowledge and fishery (Mariella Canales).
- Input data and assessment model (Cristian Canales)
- Current assessment: strengths and weakness (Cristian Canales).



1.5 Daily time schedule, meals and other arrangements

- The workshop will start at 09:00 am and will finish at 17:00 am each day. Coffee breaks at 10:45 am and 03.15 pm.
- Lunch between 13:00 – 14:00 pm.
- A plenary session between 17:00 – 17:30 pm will take place every day with the Task Team in order to:
 - i) summarize the main points and/or conclusions of each day and
 - ii) to discuss next day assessment tasks.
- The Plenary session of the last day will have two slightly different tasks,
 - a) Summarize the main conclusions of the workshop and
 - b) Establish the framework of the workshop report.

All the activities will take place at the Venue.



Timetable

Monday 3th

09:00 – 09:30	Opening	Cristian Canales
09:30 – 10:30	Background of stock and fishery	Mariella Canales
10:30 – 10:45	<i>Coffee break</i>	
10:45 – 13:00	Data for the assessment	Cristian Canales
13:00 - 14:00	<i>Lunch</i>	
14:00 – 15:15	Models, assessments and uncertainty	Cristian Canales
15:15 - 16:00	<i>Coffee break</i>	
16:00 – 17:30	Discussion	Plenary

Tuesday 4th

09:00 – 10:30	Acoustic Survey	Jorge Castillo
10:30 – 10:45	<i>Coffee break</i>	
10:45 – 13:00	Task list discussion	Cristian Canales
13:00 - 14:00	<i>Lunch</i>	
14:00 – 15:15	Assessment work	Task team
15:15 – 15:30	<i>Coffee break</i>	
15:30 – 17:00	Assessment work	Task team
17:00 – 17:30	<i>Plenary</i>	Task team and participants

Wednesday 5th to Thursday 6th

09:00 – 10:45	Assessment work	Task team
10:45 – 11:00	<i>Coffee break</i>	
11:00 – 13:00	Assessment work	Task team team
13:00 - 14:00	<i>Lunch</i>	
14:00 – 15:15	Assessment work	Task team team
15:15 – 15:30	<i>Coffee break</i>	
15:30 – 17:00	Assessment work	Task team
17:00 – 17:30	<i>Plenary</i>	Task team and participants

Friday 7th

09:00 – 10:45	Assessment work	Task team
10:45 – 11:00	<i>Coffee break</i>	
11:00 – 13:00	Assessment work	Task team
13:00 – 14:00	<i>Lunch</i>	
14:00 – 15:30	Plenary	Task team and Participants



List of Participants

Task team

Chris Francis	New Zealand
Rodolfo Serra (Chairman)	IFOP
Cristian Canales	IFOP
Mariella Canales	IFOP

Guests

Jorge Castillo	IFOP
Gabriela Bohm	IFOP
Maria José Zuñiga	IFOP
Doris Bucarey	IFOP
Francisco Cerna	IFOP
Renzo Tascheri	IFOP
Ignacio Paya	IFOP
Juan Carlos Quiroz	IFOP
Francisco Contreras	IFOP
Victor Espejo	SUBPESCA
Silvia Hernandez	SUBPESCA
Jorge Oliva	INPESNOR
José Raúl Cañon	CORPESCA
Guido Plaza	UCV

A N E X O 3

Modelo MECT de evaluación
para la anchoveta



MODELO DE EVALUACIÓN PARA LA ANCHOVETA

Cuadro 1. Modelos de los procesos en la dinámica del stock de anchoveta

Objetivos, supuestos y prior	Ecuación
<u>Sobrevivencia</u> a es la edad semestral, s el semestre y t es el año. $a = [0.5, 1.5, \dots, 4.5]$.	$N_{a,s,t} = N_{a-1,s-1,t} S_{a-1,s-1,t}$ $S_{a,s,t} = \exp(-Z_{a,s,t})$
<u>Mortalidad total</u> $F_{s,t,f}$ es el efecto semestral (s) o mortalidad por pesca de completo reclutamiento por flota (f). M es la mortalidad natural semestral	$Z_{a,s,t} = M + F_{s,t,f} \psi_{s,t,f}$
<u>Selectividad</u>	$\psi_{s,t,f} = \left(1 + \exp \left[-\ln 19 \frac{(a - \alpha_{s,t,f})}{\beta_{s,t,f}} \right] \right)^{-1}$
<u>Población inicial</u> $\rho_a \sim N(0, 0.6^2)$ (prior)	$N_{a,s=1,t=1} = R_0 e^{-\rho_a}$
<u>Reclutamiento semestral</u> $\delta_{s,t} \sim N(0, 0.6^2)$ (prior) $\ln R_0 \sim U[a, b]$ (prior)	$N_{a=0.5,s,t} = R_0 e^{-\delta_{s,t}}$
<u>Capturas estimadas en edad</u>	$\hat{C}_{a,s,t,f} = \frac{F_{a,s,t,f}}{Z_{a,s,t}} N_{a,s,t} (1 - S_{a,s,t,f})$
<u>Capturas estimadas por tallas</u>	$\hat{C}_{l,s,t,f} = P_{l,a} C_{a,s,t,f}$
<u>Probabilidad de la talla a la edad</u> l es la talla, k los parámetros de crecimiento (k), σ_1 la desviación de la talla media de la edad 1, $\Delta\sigma_{2-1}$ la diferencia de la desviaciones entre la talla media de la edad 1 y 2, l_0 es la talla media del primera edad. $(l_2 - l_1) \sim N(0.1, 0.2)$ (prior) $k \sim N(k, \sigma_k^2)$ (prior) $l_{0=0.5,s,t} \sim N(l_0, \sigma_{l_0}^2)$ (prior) $\sigma_1 \sim N(1, 0.5)$ (prior) $\Delta\sigma_{2-1} \sim N(10^{-3}, 0.2)$ (prior)	$L_{a,s} = l_0 + (l_2 - l_1) \frac{(1 - e^{-k(a-a_1)})}{1 - e^{-k(a_2-a_1)}}$ $\sigma_{a,s} = \sigma_1 + \frac{(L_{a,s} - l_0)}{(l_2 - l_1) \Delta\sigma_{2-1}}$ $P_{l,a} \propto \exp \left\{ -\frac{1}{2\sigma_{a,s}^2} (l - L_{a,s})^2 \right\}$



Cuadro 2. Modelos de las observaciones

<p><u>Desembarques en peso</u> w_l es el peso teórico a la talla supuesto invariante entre años</p>	$\hat{Y}_{s,t,f} = \sum_l C_{l,s,t,f} w_l$
<p><u>Biomasa semestral y desovante</u> O_l corresponde a la ojiva de madurez sexual a la talla. El desove se supone semestral de acuerdo con dos reclutamientos anuales. Δ es la fracción del semestre en la cual ocurre del desove</p>	$B_{s,t} = \sum_l (P_{l,a} N_{a,s,t}) w_l$ $BD_{s,t} = \sum_l P_{l,a} \left(N_{a,s,t} e^{-\Delta^m Z_{a,s,t}} \right) w_l O_l$
<p><u>Índices de abundancia Perú y Chile</u> Δ es la fracción del semestre en la cual se realiza el crucero. q^c es la capturabilidad / disponibilidad del crucero y puede ser fijado en 1.0 dependiendo del escenario. Γ es la selectividad o madurez sexual según el caso.</p>	$\hat{I}_{s,t} = q^c \sum_l P_{l,a} \left(N_{a,s,t} \Gamma_a^c e^{-\Delta^c Z_{a,s,t}} \right) w_l$
<p><u>Proporción de la captura/abundancia a la talla</u> Abundancia Capturas</p>	$\hat{p}^{c_{l,s,t}} = \frac{P_{l,a} N_{a,s,t} \psi_a^c e^{-\Delta^c Z_{a,s,t}}}{\sum_l P_{l,a} \left(N_{a,s,t} \psi_a^c e^{-\Delta^c Z_{a,s,t}} \right)}$ $\hat{p}^{f_{l,s,t}} = \frac{\hat{C}_{l,s,t}}{\sum_l \hat{C}_{l,s,t}}$



Cuadro 3. Modelo de los errores y función objetivo

Función/fuente	-log-verosimilitud
<u>Índices de abundancia y capturas</u> σ_I es la desviación estándar del índice I en escala logarítmica	$-l(I) = \frac{1}{2\sigma_I^2} \sum_{s,t} \left(\frac{\ln \hat{I}_{s,t}}{\ln I_{s,t}} \right)^2 + cte$
<u>Proporción de la captura/abundancia a la talla</u> f,c corresponde a la flota o crucero, n es el tamaño de muestra efectivo	$-l(p) = n^{f,c} p^{f,c}_{l,s,t} \ln \hat{p}^{f,c}_{l,s,t}$
<u>Función objetivo</u> Corresponde al negativo de las sumas de log-verosimilitud marginales más el logaritmo de las priors (π) antes mencionadas	$\sum l(x) + \sum \pi(\theta)$

A N E X O 4

Puntos Biológicos de Referencia
para los principales
recursos pelágicos de Chile



ANTECEDENTES

1.1 Antecedentes generales

En los últimos años la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura del Estado de Chile ha tenido como política fortalecer el proceso de asesoría científica a través de la conformación de los Comités Científicos, con el propósito de transparentar y validar dicho proceso requerido por el Estado, donde han participado expertos nacionales provenientes de Institutos de Investigación, así como también, investigadores de Universidades, instancia en la cual se han realizado diversos e importantes esfuerzos, como por ejemplo, avanzar progresivamente en estimaciones cada vez más confiables de los Puntos Biológicos de Referencia (PBR) especie específicos, como es el caso de la pesquería de la merluza común y jurel. No obstante, esta tarea está en desarrollo y requiere su formalización en un marco de gestión de las pesquerías nacionales y de este modo, responder a los desafíos que el cambio en la normativa pesquera nacional impone.

En este sentido, la Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA) establece que las pesquerías deberán alcanzar o mantenerse en torno del rendimiento máximo sostenido RMS considerando las características biológicas de los recursos explotados, para lo cual exige, se estimen los niveles de biomasa y mortalidad por pesca (o tasa de explotación) en el RMS, así como también, los niveles límite que definen el agotamiento o colapso. Por lo tanto, la estimación de puntos biológicos de referencia límite y aquellos basados en el RMS cobran importancia fundamental en la asesoría científica y en el proceso de toma de decisiones para el manejo.

En este sentido, dentro de las normas de regulación pesquera establecidas en la Ley General de Pesca y Acuicultura se encuentran las cuotas de captura, las que basadas en criterios PBR deben estar temporal y espacialmente definidas. Éstas, que restringen los niveles de desembarque, permiten regular la mortalidad por pesca y propender a la conservación de los recursos y a la sustentabilidad de la pesquería.

El presente documento ha sido solicitado de manera expresa y está orientado a la definición del Marco de diagnóstico y Puntos Biológicos de Referencia (PBR) que serán empleados en el año 2013 para el establecimiento del diagnóstico de los recursos pesqueros de Chile, todo esto en el marco del proyecto “Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales año 2014”.

1.2 Antecedentes técnicos

Cuando la legislación de un país demanda la estimación del RMS para la mayoría de sus pesquerías, los científicos se enfrentan a la realidad que la calidad de los datos e información puede ser muy disímil, ya sea por la importancia económica relativa de la pesquería, la complejidad de la dinámica poblacional del recurso, la variabilidad del ambiente, u otras causas. Para enfrentar el



desafío de estimar el RMS se ha seguido la estrategia de definir niveles o “tiers” y desarrollar procedimientos de estimación de RMS para cada nivel.

En el National Marine Fisheries Service (NFMS, NOAA) de los E.E.U.U., el procedimiento de cálculo de los PBR está determinado por los niveles de calidad de datos e información (Restrepo et al., 1998) y quedan definidos por:

Estándar completo (“Data-Rich”): Se pueden realizar estimaciones confiables del rendimiento máximo sostenido (RMS) y/o de cantidades relacionadas, así como de la abundancia del stock. La evaluación puede ser sofisticada e incorporar la mayor parte de las fuentes de incertidumbre o bien una cantidad razonable de ella.

Estándar medio (“Data-Medium”): No se disponen de estimaciones confiables del rendimiento máximo sostenido y/o cantidades relacionadas, ya sea porque no están disponibles o bien tienen un uso limitado debido a peculiaridades de la historia de vida del recurso, a la pobreza del contraste de los datos, o a la alta variabilidad del reclutamiento. Sin embargo, existen estimaciones confiables del tamaño del stock y de todos los parámetros claves de la historia de vida (crecimiento) y de la pesquería (selectividad). Este caso se utiliza PBR genéricos (“proxy”) para sustituir los PBR asociados al RMS que no se pueden estimar confiablemente.

Estándar pobre (“Data-poor”): No existen estimados confiables del rendimiento máximo sostenido, de la abundancia del stock, de los parámetros vitales ni de los parámetros de la pesquería. La evaluación es mínima y la incertidumbre se aproxima sólo cualitativamente. No se pueden realizar cálculos de rendimientos por recluta o biomazas desovantes por recluta. Este caso se utiliza aproximaciones especiales para estimar el RMS, tales como “reglas del pulgar”, promedio de capturas históricas corregidas, o más sofisticadas como aproximaciones bayesianas que usan información desde stock con data rica.

Un sistema similar de niveles de datos e información se aplica en la administración de las pesquerías de Australia.

En tanto en Chile aún no se ha definido formalmente un sistema de niveles de calidad de datos e información no obstante y en la práctica IFOP ha venido realizando estimaciones de PBR “proxy” (nivel medio de data e información) para la mayoría de los recursos y PBR específicos (nivel rico de data e información) para algunos recursos. Los PBR “proxy” más usados por IFOP han sido aproximaciones del RMS, como $F40\%BDPR$ y $BD40\%BD0$ (Clark 1983 y Mace 1994). Mientras que IFOP ha estimado PBR específicos para jurel (Serra et al. 1998, Canales et al. 2009, Canales 2012), langostinos (Canales et al. 2000), merluza de común y merluza del sur (Payá y Ehrhardt, 2005; Tascheri 2012) y orange roughy (Payá y Montecinos 2005). Más recientemente, el Departamento de Evaluación de Recursos de IFOP (DER, 2012) ha realizado esfuerzos para avanzar hacia la estimación de estos referentes para cada especie y algunos ejemplos derivados de lo anterior se



resumen en el documento de Canales (2012a y 2012b) sobre PBR de jurel y merluza, como también lo indicado por Tascheri (2012) en el seno del Comité Científico de la merluza común, entre otros.

OBJETIVOS DEL PROYECTO

2.1. Objetivo general

- Actualizar el estatus de los principales recursos pesqueros nacionales y analizar sus posibilidades de explotación biológicamente sustentables en horizontes de corto y mediano plazo, considerando su incertidumbre asociada.

2.2. Objetivos específicos

- Implementar procedimientos de evaluación basados en protocolos científicos para la determinación del estatus de los recursos seleccionados con arreglo al nivel de conocimiento, información e incertidumbre correspondiente, conforme a estándares definidos por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura al efecto (DAP, 2013).
- Calcular los Puntos Biológicos de Referencia para cada recurso con la mejor información científica disponible, conforme a lo establecido por la Ley General de Pesca y Acuicultura, informando su incertidumbre asociada.
- Establecer el estatus actualizado de estos recursos, sobre la base de sus principales indicadores de estado y flujo, estimando la incertidumbre de estimación involucrada, empleando el mejor conocimiento e información disponible a la fecha de ejecución del estudio, acorde con los estándares definidos por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura.
- Calcular los niveles de Captura Biológicamente Aceptable para cada uno de los recursos pesqueros considerados en este proyecto, al año 2014, con su análisis de incertidumbre y riesgo asociado, debidamente informado en tablas de decisión, considerando las directrices de explotación establecidas por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (DAP, 2013) o el Plan de Manejo o de Recuperación respectivo, según corresponda. Analizar estocásticamente las posibilidades de explotación de estos recursos en el mediano plazo y el riesgo de no alcanzar los objetivos de conservación, considerando la incertidumbre de estimación de sus indicadores y los probables estados de la naturaleza. Conforme a las directrices de explotación establecidas por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (DAP, 2013), o el Plan de Manejo o de Recuperación respectivo, según corresponda.
- Informar el avance del Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad de la Asesoría Científica (PMCCAC) realizado durante el presente proyecto.



Sobre la definición de PBR en el contexto de la LGPA.

La nueva Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA) define en el Título I, Artículo 1°B: *“El objetivo de esta ley es la conservación y el uso sustentable de los recursos hidrobiológicos, mediante la aplicación del enfoque precautorio, de un enfoque ecosistémico en la regulación pesquera y la salvaguarda de los ecosistemas marinos en que existan esos recursos”*. Asimismo, en el Artículo 1°C inciso g) se señala como objetivo *“procurar evitar o eliminar la sobreexplotación y la capacidad de pesca excesiva”*. Estos elementos constituyen el marco sobre el cual se elabora el diagnóstico de los recursos y sus pesquerías.

Normas y definiciones internacionales

A nivel internacional el enfoque precautorio fue establecido en el ANEXO II del acuerdo de las Naciones Unidas sobre stocks altamente migratorios y transzonales (Rosemberg y Restrepo 1995), es aplicado seguido por el NMFS de los EEUU (Restrepo *et al.* 1998) y el ICES de Europa (ICES 2001). Los lineamientos principales del enfoque precautorio son:

Puntos biológicos de referencia:

- *Un punto biológico precautorio es un valor estimado mediante un procedimiento de acuerdo científico, el cual corresponde al estado del recurso y de la pesquería, y el cual puede ser usado como una guía para el manejo de las pesquerías.*
- *Dos tipos de puntos precautorios de referencia deben ser usados: punto de referencia de conservación o límite y punto de referencia de manejo u objetivo. Los puntos de referencia límites están orientados a restringir la pesca a los límites de seguridad biológica, dentro del cual los stocks pueden producir el máximo rendimiento sostenido. Los puntos de referencia objetivos están orientados a alcanzar los objetivos de manejo.*
- *Los puntos de referencia deben ser stock-específicos para dar cuenta, entre otros, de la capacidad reproductiva, la resiliencia de cada stock y las características de la pesquería que explota el stock, así como también de otras fuentes de mortalidad y las mayores fuentes de incertidumbre.*

Cuando la información para determinar los puntos de referencia para una pesquería es escasa o inexistente, se deben establecer puntos de referencia provisionales. Los puntos de referencia provisionales pueden ser establecidos mediante analogía con stocks similares y mejor conocidos. En tales situaciones, la pesquería debería estar orientada a mejorar el



monitoreo así como a revisar los puntos de referencia provisionales a medida que aumente la disponibilidad y la calidad de la información.

Acciones de manejo

- *Las acciones de manejo deben buscar mantener o recuperar poblaciones de stocks explotados y donde sea necesario las especies asociadas o dependientes, a niveles consistentes con los puntos de referencia precautorios previamente acordados. Tales puntos de referencia deber ser usados para gatillar acciones de manejo y conservación. Las estrategias de manejo deberían incluir medidas, que puedan ser implementadas cuando el sistema se acerque a un punto de referencia.*
- *Las estrategias de manejo pesquero deberían asegurar que el riesgo de exceder los puntos de referencia límites sea bajo. Si un stock cae por debajo del punto de referencia límite o está en riesgo de caer por debajo del tal punto de referencia, acciones de manejo y conservación deberían iniciarse para facilitar la recuperación del stock. Las estrategias de manejo deberían asegurar que en promedio los puntos de referencia objetivos no sean sobrepasados.*

Rendimiento Máximo sostenido

- *La tasa de mortalidad por pesca que genera el rendimiento máximo sostenido, debería ser considerada como un estándar mínimo para los puntos de referencia límites. Para los stocks que no están sobrepescados, las estrategias de manejo deberían asegurar que la mortalidad por pesca no exceda la que corresponde al rendimiento máximo sostenido, y que la biomasa no caiga por debajo de un umbral pre-definido. Para los stocks sobrepescados, la biomasa, que produce el rendimiento máximo sostenido, puede servir como el objetivo de recuperación.*

No obstante estas definiciones, la nueva LGPA de pesca chilena define el enfoque precautorio de una forma más restringida a través de la letra b del Artículo 1° C, donde se indica que al aplicar el principio precautorio en la administración y conservación de los recursos hidrobiológicos y la protección de sus ecosistemas, se debe entender como tal:

- i) Ser más cauteloso en la administración y conservación de los recursos cuando la información científica sea incierta, no confiable o incompleta, y
- ii) No se deberá utilizar la falta de información científica suficiente, no confiable o incompleta, como motivo para posponer o no adoptar medidas de conservación y administración.



Además establece, en la letra C del artículo 3°, el Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) como punto biológico de referencia objetivo empleado para la determinación de la cuota global de captura, entendiéndose así la declaración "Mantener o llevar a la pesquería hacia el rendimiento máximo sostenible considerando las características biológicas de los recursos explotados". Aquí es explícito el hecho que la principal diferencia entre el enfoque precautorio definido en la LGPA y el enfoque precautorio en ciencia pesquera, es que en la LGPA chilena se considera el RMS como un objetivo de administración y no como un límite, lo cual vuelve menos precautorio el enfoque chileno.

Estados de explotación

Los estados de explotación que han sido acordados por los Comités Científicos en Chile distinguen claramente la diferencia entre sobre-explotado y sobre-pesca. La primera de estas se relaciona con el estado de la biomasa por debajo de una referencia límite, mientras la segunda dice relación con la posición de la mortalidad por pesca por sobre un valor considerado límite. Ambos estados pueden coexistir de manera que un recurso puede estar sobre-explotado con o sin evidencias de sobrepesca, donde esta última se entiende como una situación transitoria mientras no se reduzcan las capturas, en tanto la primera puede tomar muchos años dependiendo de la resiliencia del recurso. Del mismo modo, en la mayoría de los recursos se han considerado valores "proxys" al RMS como objetivos de manejo donde la plena explotación se ubica en torno a este.

En términos analógicos, en la LGPA se pueden identificar cuatro estados de un recurso: sub-explotación, plena explotación, sobre-explotación y colapso y sus alcances se detallan en los puntos 58), 59) y 60) de la misma. Las definiciones corresponden a:

58) Punto biológico: valor o nivel estandarizado que tiene por objeto evaluar el desempeño de un recurso desde una perspectiva de la conservación biológica de un stock, pudiendo referirse a: a) biomasa, b) mortalidad por pesca, o c) tasa de explotación.

La determinación de estos puntos se deberá efectuar mediante decreto del Ministerio, según la determinación que efectúe el Comité Científico Técnico.

59) Estado de situación de las pesquerías:

Pesquería subexplotada: aquella en que el punto biológico actual es mayor en caso de considerar el criterio de la biomasa, o menor en el caso de considerar los criterios de la tasa de explotación o de la mortalidad por pesca, al valor esperado del rendimiento máximo sostenible y respecto de la cual puede obtenerse potencialmente un mayor rendimiento.

Pesquería en plena explotación: aquella cuyo punto biológico está en o cerca de su rendimiento máximo sostenible.



Pesquería sobreexplotada: aquella en que el punto biológico actual es menor en caso de considerar el criterio de la biomasa o mayor en el caso de considerar los criterios de la tasa de explotación o de la mortalidad por pesca, al valor esperado del rendimiento máximo sostenible, la que no es sustentable en el largo plazo, sin potencial para un mayor rendimiento y con riesgo de agotarse o colapsar.

Pesquería agotada o colapsada: aquella en que la biomasa del stock es inferior a la biomasa correspondiente al punto biológico límite que se haya definido para la pesquería, no tiene capacidad de ser sustentable y cuyas capturas están muy por debajo de su nivel histórico, independientemente del esfuerzo de pesca que se ejerza.

***60) Rendimiento máximo sostenible:** mayor nivel promedio de remoción por captura que se puede obtener de un stock en forma sostenible en el tiempo y bajo las condiciones ecológicas y ambientales predominantes.*

En la Figura 1 se ilustra la interpretación de estas definiciones sobre un diagrama que representa la curva de producción de largo plazo respecto de la biomasa, en tanto que en la Figura 2 se extiende esta interpretación sobre la relación de biomasa y mortalidad por pesca relativizada a los valores que generan el Rendimiento Máximo Sostenido (Brms y Frms).

Cabe destacar que en la definición del RMS se incluye la frase “bajo las condiciones ecológicas y ambientales predominantes”, lo que implica que si las condiciones ambientales cambian notoriamente, estas nuevas condiciones deberían ser consideradas en la estimación del RMS y sus variables relacionadas Brms y Frms. Aunque el ambiente es fluctuante, en la práctica, las estimaciones de RMS se han realizado bajo el supuesto que estas variaciones corresponden a la variabilidad en torno a la condición promedio de una condición de equilibrio que sustenta los estimados de RMS. Claramente, la identificación de cambios ambientales que afecten en forma notable el RMS es un área de investigación que deberá ser desarrollada en el corto plazo.

De acuerdo con la definición antes descrita, en la Figura 1 la plena explotación cubre una región “cercana” al RMS y se encuentra acotada por límites que en biomasa definen, a la sub-explotación por el lado derecho, y la sobre-explotación por el lado izquierdo. Esta misma situación en términos de la mortalidad por pesca se extiende a un área que es próxima al Frms y se la ubica en la región $Fmrs \pm c$, y de manera análoga a una región que en biomasa está delimitada a $Bmrs \pm d$ (Figura 2)

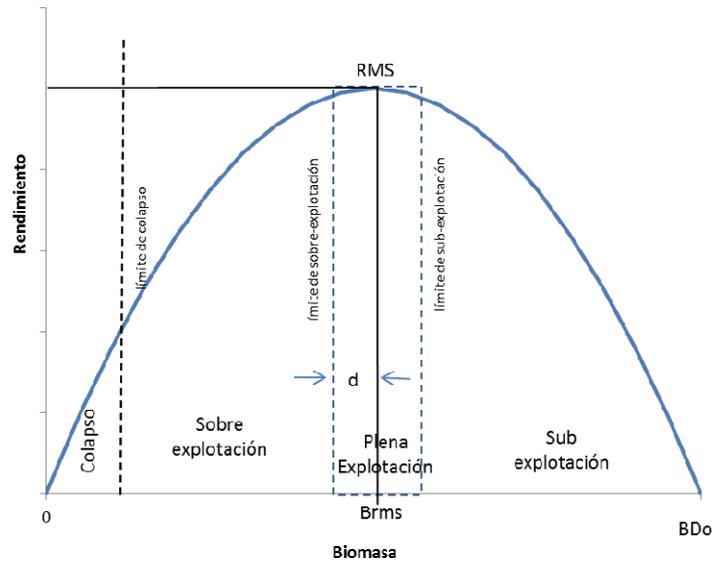


Figura 1. Curva de producción respecto de la biomasa en equilibrio y estados posibles de un recurso.

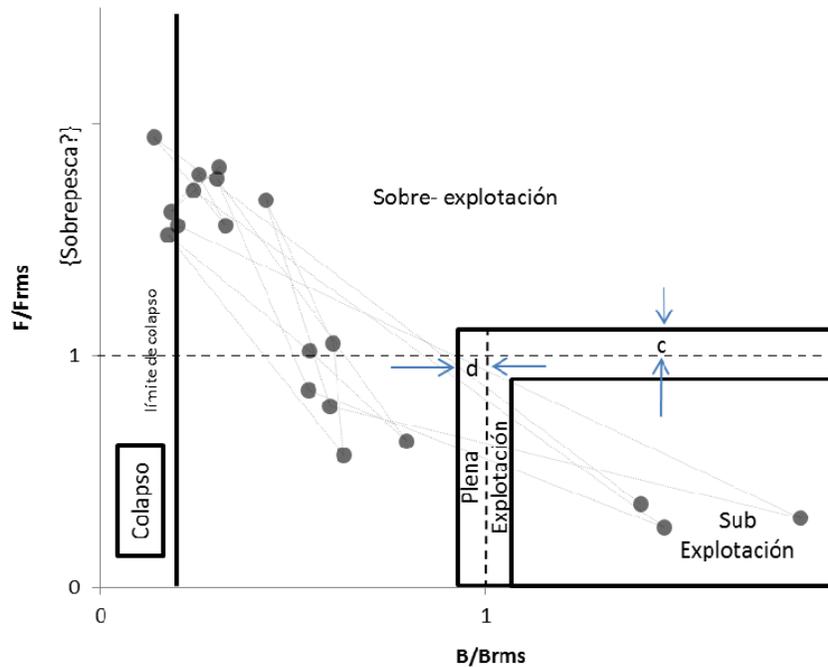


Figura 2. Diagrama B-F de estados posibles de un recurso. Las distancias c y d definen la mitad del rango de variación que es considerado "cerca" al RMS. Los puntos representan solo un ejemplo y la flechas la longitud de los intervalos c y d.



Por su parte, la sobre-explotación ocurre en el área donde $B < B_{mrs-d}$ (Figura 1) entendiendo que una situación de sobre-explotación sostenida provocada por capturas superiores al RMS implican un riesgo inherente de llevar al recurso a la zona de colapso. Asimismo, esta condición también ocurre cuando la mortalidad por pesca está por sobre aquel valor que genera el RMS ($F > F_{mrs+c}$), siendo a la vez independiente del nivel de biomasa (Figura 2). La zona de sobre-explotación debería entonces ser entendida como aquella donde termina la plena-explotación y corresponde cuando $B < B_{mrs-d}$ o bien $F > F_{mrs+c}$.

El punto anterior tiene por desventaja que cualquier nivel de mortalidad por pesca superior a F_{mrs} , generará acciones que mejoren la condición del recurso en el largo plazo (plan de recuperación) aun cuando la biomasa esté por sobre la del RMS. Para obviar esta situación se puede hacer una diferencia incluyendo la expresión de sobrepesca a la situación donde $F > F_{mrs+d}$ (Figura 2)

Al respecto, la sobrepesca en términos simples ocurre cuando la tasa de extracción desde el stock es demasiado alta o más específicamente, cuando la fracción extraída desde el stock es mayor a la requerida para proveer rendimientos máximos sostenibles en el largo plazo. A partir de esta definición, se desprende que la sobrepesca tiene lugar cuando la mortalidad por pesca F excede aquella que produce el Rendimiento Máximo Sostenible, F_{mrs} . Desde la definición legal de Pesquería sobreexplotada se puede entender que la situación de sobrepesca se encontraría contenida en la definición de sobreexplotación.

Sin embargo y si bien la distinción de un estado de sobrepesca (separadamente del estado de sobre-explotación) puede ser considerado sutil, no por ello es menos importante debido al rezago con que ajustes en las tasas de explotación (o F) se traducirán en cambios en la biomasa del stock, y también, porque el tamaño del stock puede caer por debajo de un punto de referencia incluso si F es mantenida por debajo de F_{mrs} , como por ejemplo las disminuciones naturales de una población por fallas en los reclutamientos.

Finalmente, la zona de colapso involucra aquel estado de un stock en el cual la generación de excedentes productivos o renovación poblacional se ha comprometido debido a un reducido tamaño poblacional. Cabe mencionar que siguiendo el modelo logístico de producción, la poca generación de excedentes también se alcanza cuando las poblaciones están en condiciones muy próximas a la situación virginal.

En el caso de las pesquerías Chilenas este límite es difícil de precisar y al igual que en otros casos internacionales, es común adherir a criterios convenidos, los que en todos los casos han sido referidos a proporciones muy bajas de la biomasa desovante virginal. A manera de ejemplo, para las pesquerías demersales de Nueva Zelanda se ha establecido un criterio del 10% como límite “duro” de colapso. Sin embargo, en ese país cuando una pesquería pasa este límite, llamado límite duro, las capturas se prohíben y la pesquería se cierra. En la LGPA chilena el agotamiento implica sólo una rotación de caladeros de pesca, por lo que no parece una condición “dura” y más bien se puede



asimilar al límite de colapso usado históricamente a nivel internacional que corresponde al 20% de la biomasa desovante virginal.

Criterios para la definición de límites

Los límites que definen la plena explotación debieran ser establecidos en términos ideales, en base a criterios de riesgo. Este riesgo puede ser definido como un valor puntual y teórico asociado a la resiliencia del stock y a la dinámica de su explotación pesquera. Alternativamente, también puede ser estimado considerando distribuciones de probabilidad de las variables que definen el RMS (Brms y Frms), como por ejemplo los intervalos de confianza al 90% o 95% del cociente B_{rms}/B_0 y del F_{rms} . Esto último involucra la idea de maximizar la probabilidad de estar en torno al RMS. Un ejemplo de esto se ilustra en la Figura 3.

Sin embargo, el hecho que en la mayoría de los recursos se hayan adoptado proxies del RMS implica que su estimación puntual es aún un tema por investigar y por ende también sus medidas de error de estimación. Esta situación induce la necesidad de adoptar criterios de conveniencia como por ejemplo, como límite de plena explotación una zona acotada por ± 5 puntos porcentuales en torno al proxy que genera el MRS. Así por ejemplo, si se ha definido como objetivo el $40\%B_0$, la zona que define al cercanía al MRS (plena explotación) podría estar contenida en $35\%B_0 - 45\%B_0$, entendiéndose que por sobre ella se encuentra la zona de sub-explotación y bajo ella la de sobre-explotación. Un ejemplo de esto es el caso de la merluza común (ver informe Comité Científico, 2012). La conveniencia de definir un rango acotado de plena explotación es considerar el término “cercanía” a la vez de evitar en términos efectivos la sobre-explotación.

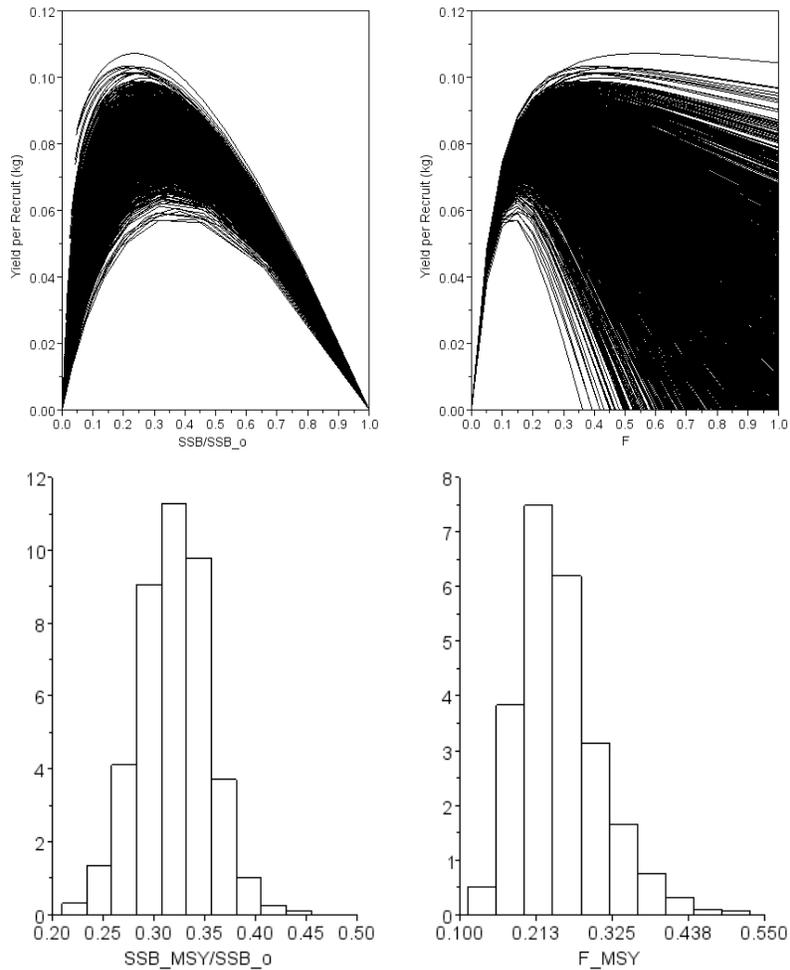


Figura 3. Curvas de biomasa, capturas y mortalidad por pesca de equilibrio del jurel, y distribuci3n de probabilidades de la reducci3n de stock y mortalidad por pesca que genera el RMS (Fuente: Canales, 2012a).

En igual sentido, el l3mite de colapso es adoptado sobre la base a referentes internacionales y que corresponden a proporciones de la biomasa virginal que var3an entre el 10% y 20%, dependiendo de los antecedentes que se disponga. El supuesto es que si la poblaci3n ha sido reducida por debajo de estos niveles, esta no podr3a generar excedentes que permitan su pronta recuperaci3n en el mediano plazo, siendo necesario entonces una suspensi3n total de la actividad extractiva.



Referentes para el diagnóstico de los principales recursos pesqueros en Chile.

Considerando el desarrollo anterior y revisado los antecedentes de cada recurso, en la Tabla 1 y Figura 3 se proponen los referentes límites y objetivos que serán considerados para definir la condición de explotación durante el 2013. Estos referentes son en su mayoría proxys del RMS y serán revisados en el proyecto “Revisión de los puntos biológicos de referencia (Rendimiento Máximo Sostenido) en las pesquerías Nacionales” que realiza IFOP, y en los Comité Científico Técnicos.

En general, la estimación del RMS o la adopción de valores “proxy” se relacionó preliminarmente con el nivel de datos e información de cada pesquería. Se recomienda estimar el RMS y sus valores relacionados cuando se pueden realizar estimaciones confiables del RMS y/o de cantidades relacionadas, así como de la abundancia del stock (Restrepo et al., op. cit). Se recomienda la estimación de los “proxy” para aquellas pesquerías de data y conocimiento intermedio, en las cuales no se dispone de estimaciones confiables del RMS y/o cantidades relacionadas, ya sea porque no están disponibles o bien tienen un uso limitado debido a peculiaridades de la historia de vida del recurso, a la pobreza del contraste de los datos, o a la alta variabilidad del reclutamiento (Restrepo et al., 1998).

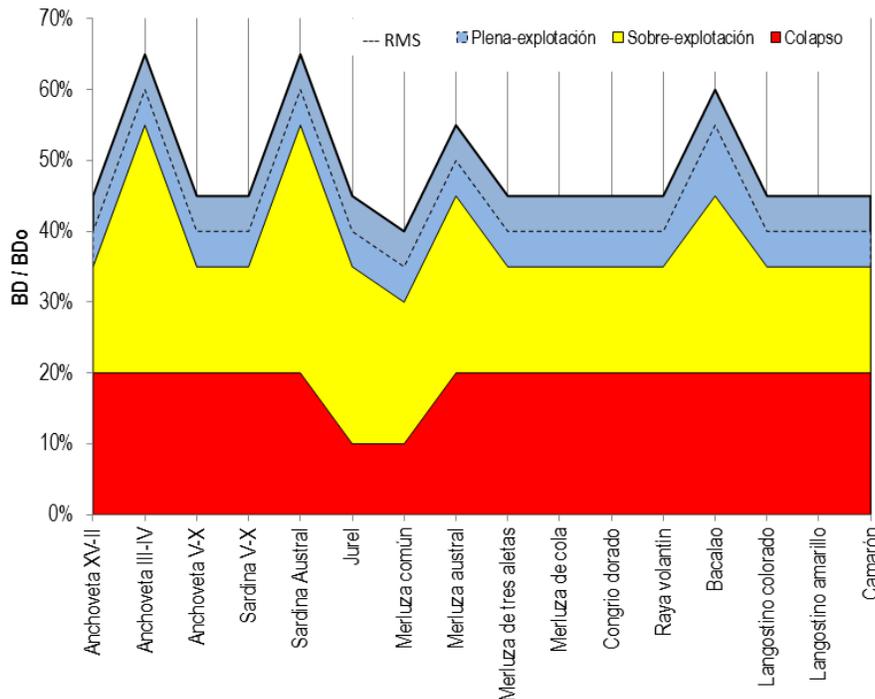


Figura 3. Puntos de Referencia objetivo y límites por recurso según estado de explotación.



Tabla 1.
Puntos de Referencia objetivo y límites por recurso para definir su estado y criterio de explotaci3n.

	BDo(*)	Proporci3n de BDo				Mortalidad por pesca (F)			RMS	Referencia
		Límite sub-explotaci3n	Objetivo	Límite sobre-explotaci3n	Límite colapso	Límite sub-explotaci3n	Objetivo	Límite sobre-explotaci3n		
Anchoveta XV-II	1	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-
Anchoveta III-IV	1	65%	60%	55%	20%	F65% BDo	F60% BDo	F55% BDo	3	-
Anchoveta V-X	1	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	4	Canales y Zuñiga, 2012
Sardina V-X	1	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	4	Zuñiga y Canales, 2012
Sardina Austral	1	65%	60%	55%	20%	F65% BDo	F60% BDo	F55% BDo	3	-
Jurel	2	45%	40%	35%	10%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	4	Canales, 2012
Merluza común	2	40%	35%	30%	10%	F40% BDo	F35% BDo	F30% BDo	4	Tascheri, 2012
Merluza austral	2	55%	50%	45%	20%	F55% BDo	F50% BDo	F45% BDo	4	Quiroz <i>et al</i> , 2012
Merluza de tres aletas	1	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-
Merluza de cola	2	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-
Congrio dorado	2	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-
Raya volant�n	2	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-
Bacalao	2	60%	55%	45%	20%	F60% BDo	F55% BDo	F45% BDo	4	Quiroz y Wff, 2012
Langostino colorado	1	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-
Langostino amarillo	1	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-
Camaron�n	1	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-

(*) BDo: biomasa desovante virginal (1) Dinámico: raz3n potencial reproductivo para cada año; (2) De equilibrio: puede considerar relaci3n s/r, h y Ro; (3) proxy; (4) calculado



Glosario de términos relevantes

Sin perjuicio de las definiciones dadas en la LGPA, la Tabla 1 involucra ciertas definiciones técnicas que basadas en sus metódicas de cálculo hacen necesario definirlas como sigue,

	Forma y descripción de cálculo
(1) BDO de equilibrio	Es la biomasa desovante de equilibrio virginal de los modelos stock-recluta (B-H, Ricker, etc.).
(2) BDO dinámico	Es la biomasa desovante potencial que resultaría de una condición sin pesca, calculada a partir de los reclutamientos estimados en la evaluación de stock.
(3) PBR "Proxy"	PBR que sustituye al PBR real. Se estimada como un porcentaje del potencial reproductivo, aproximado como la biomasa desovante por recluta sin pesca.
(4) F rms.	Mortalidad por pesca asociada al RMS estimada desde un modelo de evaluación de stock.
Límite de sub-explotación	El porcentaje de BDo que genera en el RMS más 5 unidades porcentuales o su equivalente en mortalidad por pesca o tasa de explotación en el largo plazo.
Límite de Sobre-explotación	El porcentaje de BDo que genera en el RMS menos 5 unidades porcentuales o su equivalente en mortalidad por pesca o tasa de explotación en el largo plazo.
Límite de colapso	El porcentaje de BDo que compromete severamente la renovación del stock.
%BDO en RMS	El porcentaje de la BDo que genera en el RMS.
%BDO	Proporción de la biomasa desovante con respecto a BDO.
F/Frms	Indicador de la variación de la mortalidad por pesca respecto a la F que genera el RMS.



REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Canales, C. 2012.(a). Jack Mackerel Biological Reference Points (BRP).SWG-11-JM-01. 11th Meeting of Science Working Group, SPFRMO, Lima, 2012, Working paper: 16 pp.
- Canales, C. 2012.(b). Puntos Biológicos de Referencia (PBR) de la merluza común bajo incertidumbre. Anexo 4. En: Reporte RR-CC/SGT PBR-ES 2/2012 Sub-Grupo Técnico PBR y Estatus (SGT PBR-ES). Comité Científico de Merluza Común. 10 p + Anexos.
- Canales, C., y M.J. Zúñiga 2012. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2013. Sardina común V-X Regiones 2013. Segundo Informe. Instituto de Fomento Pesquero. 151 pp.
- Canales, C., R. Serra, C. Martínez, A. Aranís, L. Caballero, J. Córdova, J.C. Quiroz, M. Canales, V. Bocic, A. Sepúlveda, C. Gatica, S. Núñez, M. Aguayo, J. Giacamán, M. Arteaga, R. Alarcón, C. Gonzalez y L. Cubillos. 2009. Revisión de metodologías de evaluación del jurel a nivel subregional. Instituto de Fomento Pesquero. FIP N° 2007-23: 155 pp.
- Canales, C., C. Montenegro, A. Parma, T. Peñailillo, H. Pool y V. Espejo. 2000. Análisis de estrategia de explotación del langostino amarillo y langostino colorado. Informe Final, Proyecto FIP/IT 99-18: 138 pp.
- Clark, 1993. The effect of recruitment variability on the choice of a target level of spawning biomass per recruit. En: Proceeding of the international symposium on management strategies for exploited fish populations. Eds. Kruse et al.. Alaska Sea Grant College program ereport N°93-02, University of Alaska Fairbanks.
- DER, 2012. Puntos Biológicos de Referencia de los principales recursos pesqueros de Chile como base a una aproximación precautoria para el manejo pesquero. Reporte de Taller. Departamento Evaluación de Recursos (DER), Instituto de Fomento Pesquero, Valparaíso 17-19 abril, 2012: 45 pp.
- ICES 2001. Report of the study group on the further development of the precautionary approach to fishery management. Advisory Committee on Fishery Management ICES CM 2001/ACFM:11
- Mace, P. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds as targets of fisheries management strategies. Can. J. Fish. Aquat. Sci.:51:110-122.
- Payá I y N. Ehrhardt. 2005. Comparative sustainability mechanisms of two hake (*Merluccius gayi* and *Merluccius australis*) populations subjected to exploitation in Chile. Bulletin of Marine Science 76(2) 261-286.



- Payá I. y M. Montecinos 2004. Investigación evaluación y CTP de orange roughy 2005, Fase I. Instituto de Fomento Pesquero. 17 páginas + 2 anexos.
- Quiroz J.C, R. Wiff y L. Chong. 2012. Segundo Informe. Convenio: Estatus y Posibilidades de Explotación Biológicamente Sustentables de los Principales Recursos Pesqueros Nacionales, año 2013. Merluza del sur, 2013. Instituto de Fomento Pesquero, Octubre de 2012. 78 pp+Anexos.
- Quiroz J.C y R. Wiff, 2012. Segundo Informe. Convenio: Estatus y Posibilidades de Explotación Biológicamente Sustentables de los Principales Recursos Pesqueros Nacionales, año 2013. Bacalao de profundidad, 2013. Instituto de Fomento Pesquero, Octubre de 2012. 75 pp+Anexos.
- Rosemberg A. y V. Restrepo. 1995. Precautionary management reference points and management strategies. En Precautionary approach to fisheries.. Part 2: Scientific papers. FAO Fisheries technical papers 350/2. Páginas 129 a140.
- Restrepo V. R., G. G. Thompson, P. M. Mace, W. L. Gabriel, L. L. Low, A. D. MacCall, R. D. Methot, J. E. Powers, B. L. Taylor, P. R. Wade, y J. F. Witzig. 1998. Technical Guidance On the Use of Precautionary Approaches to Implementing National Standard 1 of the Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act. NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO. July 17, 1998.
- Serra, R., A. Zuleta, H. Pool, G. Böhm. 1998. Bases biológicas para prevenir la sobreexplotación en el recurso jurel. Informe Técnico. Fondo de Investigación Pesquera, proyecto 96 – 16. 139 p. + Anexos.
- Tascheri, R. 2012. Referencias para la explotación sustentable de la merluza común. Anexo 3. En: Reporte RR-CC/SGT PBR-ES 2/2012. Sub-Grupo Técnico PBR y Estatus (SGT PBR-ES). Comité Científico de Merluza Común. 10 p + Anexos.
- Tuck, G.N. (ed.) 2010. Stock Assessment for the Southern and Eastern Scalefish and Shark Fishery 2009. Part 2: Tier 3 and Tier 4, catch rate standardisations and other work contributing to the assessment and management of SESSF stocks in 2009. Australian Fisheries Management Authority and CSIRO Marine and Atmospheric Research, Hobart. 428 p.
- Zúñiga, M.J, y C. Canales 2012. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2013. Anchoveta V-X Regiones 2013. Segundo Informe. Instituto de Fomento Pesquero. 135 pp.

A N E X O 5

Código Modelo de Evaluación
de Anchoqueta Norte



MODELO DE EVALUACION DE ANCHOVETA NORTE EN LENGUAJE COMPUTACIONAL C++

El modelo de evaluación del stock anchoveta compartido entre Chile y Perú está contenido en una rutina computacional en lenguaje C++ leída en el Software para modelaje no-lineal estadístico AD Model Builder (ADMB). Este consta de 4 archivos: template, control, datos y parámetros. El template tiene por objetivo describir como serán leídos los datos, cuáles son los parámetros a estimar, también describe cuales son los procesos de la dinámica de anchoveta considerados y en los cuales son utilizados los datos. Las funciones a minimizar y las rutinas de simulación para las proyecciones del stock de anchoveta y cálculo de las captura biológicamente aceptables también están contenidas en el template. El archivo control por su parte define las fases de estimación, los CV, que parámetros estimar entre otros. De esta forma los archivos de datos, parámetros y control también alimentan al template. El software ADMB está disponible sin costo en su versión para Windows, Linux y Mac OS en <http://admb-project.org/>. Es importante señalar que la autoría del código le corresponde al Sr. Cristian Canales, Jefe del Departamento de Evaluación de Recursos de IFOP. Los archivos de datos, parámetros, template y archivo control son adjuntados en el CD que acompaña a este segundo informe final.

A N E X O 6

Reporte Reuniones de
coordinación bilaterales
IFOP-SUBPESCA



Reporte 1ra Reunión

Marco de Referencia para el diagnóstico de los recursos pesqueros 2013

Auditorio IFOP, Valparaíso 20 de agosto 2013

Se reunieron los equipos técnicos del Departamento de Evaluación de Recursos (DER) de IFOP y de la División de Administración Pesquera de la Subsecretaría de Pesca, con el objeto de discutir sobre los alcances de la Nueva ley General de Pesca y Acuicultura respecto de la definición del Marco de Referencia para el diagnóstico de los recursos pesqueros 2013, y cuyos puntos más destacables fueron los siguientes:

Sobre la definición de sobre-explotación

- Existe pleno consenso sobre la necesidad de retomar la definición de sobrepesca y distanciarla del concepto de sobre-explotación, considerando que la LGPA no es explícita en esto. De igual forma y no obstante la definición legal, se comparte que el objetivo de manejo (PBR) debiese ser establecido como proporción del Rendimiento Máximo Sostenido (RMS).
- La interpretación literal de la LGPA lleva a considerar una calificación de estatus definida como sobre-explotación por mortalidad, concepto que en ciencia pesquera no existe. En este contexto, se propone sobrepesca como sinónimo. Esto no contraviene la LGPA, ya que esta establece flexibilidad al CCT o a quien ejerza su función durante el periodo de transición, IFOP en este caso.
- Respecto de la región o área donde se define la plena-explotación, existe acuerdo que esta debería ser referida respecto de la reducción de biomasa más que al exceso de mortalidad por pesca ("sobrepesca"). Se sugiere que la mortalidad por pesca esté delimitada por un valor de referencia máximo, el que bien podría corresponder al propio Frms y probablemente un valor precautorio que puede ser una proporción de Frms. Sin perjuicio de lo anterior, estas temáticas deben ser discutidas con mayor detalle en los Comité Científico Técnico

Sobre la definición de objetivos y límites

- Hubo preocupación sobre el alto nivel de mortalidad por pesca propuesto para recursos en pelágicos (F40%) y como este referente a generado un cambio respecto del esquema históricamente empleado (F60%). Los antecedentes demuestran que criterios como F60% son referentes demasiado conservadores para un régimen histórico de reducción de biomasa que en general ha variado en torno al 40%-50% y de recursos con una gran resiliencia. Por otra parte, la única razón probable es el rol de base de la cadena trófica vista



desde una perspectiva ecosist3mica. De todas formas, estos referentes deben ser debatido en los CCT y en el proyecto internacional de PBR.

- Se indic3 que el uso de FSD% constante para la estimaci3n de CBA debera quedar inserto como parte de reglas de estrategias de explotaci3n, esto considerando que la LGPA define claramente los PBR objetivo y limite y por tanto debera definirse una estrategia de explotaci3n (tasa explotaci3n constante, captura constante, escape constante, o una combinaci3n) que sea consecuente con los objetivos de conservaci3n y el estado de explotaci3n. Con esto, el punto biol3gico actual debera mostrar cuan cerca o lejos se est3 de la regla y como debera ser corregido para alcanzar el objetivo.
- A la hora de establecer el estado de explotaci3n de los recursos, este deber3 ser basado en medidas de riesgo o probabilidad de exceder el criterio definido como l3mite. Al respecto, se podr3 calificar de sobre-explotaci3n cuando la probabilidad que la reducci3n de la biomasa exceda el 50% de estar bajo el referente l3mite (p.ej. 35%Bo). Vale decir, se considera la distribuci3n de probabilidad de la reducci3n poblacional respecto del criterio objetivo fijo sin incertidumbre.

Sobre las recomendaciones de cuota biol3gicamente aceptable

- Sin perjuicio del estado de situaci3n de los recursos, las recomendaciones de capturas biol3gicamente aceptables o acciones de recuperaci3n en aquellos stocks sobre-explotados, deber3n estar sustentadas por criterios tipo "rampla" de la biomasa respecto de la mortalidad por pesca/capturas. Es decir, la aplicaci3n de mortalidad por pesca (o captura) constante mientras la biomasa no baje de un valor l3mite, situaci3n en la cual la disminuci3n en F (o captura) es proporcional a la reducci3n poblacional. En este sentido el CCT podr3 proponer las estrategias de explotaci3n y en el futuro deber3n quedar definidas en los planes de manejo, seg3n los objetivos de conservaci3n y sustentabilidad establecidos en la LGPA.

Sobre el diagrama de explotaci3n B-F

- En el diagrama de explotaci3n B-F o marco biol3gico de referencia, la escala de las biomasa y mortalidad por pesca debieran ser relativas al MRS o su proxy. Sin perjuicio de esto, el CCT deber3 determinar la frecuencia de revisi3n en funci3n de los cambios observados en la productividad de los stocks y en el comportamiento espacio temporal de la mortalidad (patrones de explotaci3n).

Varios

- Sin perjuicio del informe que sea entregado en Septiembre, el proceso de asesor3a posterior se podr3 traducir en an3lisis complementarios a discutir en los Comit3s Cient3fico t3cnico.



**Marco de Referencia para el Diagnóstico de los Recursos
Pesqueros 2013**
Auditorio IFOP

Lunes, 26 de agosto de 2013

LISTADO DE ASISTENTES

	NOMBRE	FIRMA	PROYECTO
1	Cristina Cordero		IFOP
2	DISON HEAL F		IFOP
3	Francisco Contreras		IFOP
4	Fernando Espindola R		IFOP
5	Mariella Canales	Mlle	IFOP
6	Maria José Zúñiga		IFOP
7	Doris Bucarey		IFOP
8	Verónica Muñoz		SSP
9	J. Conrado Postos		SSP
10	Vicente Espeso		SSPA
11	Sonia Hernández		SSP
12	José María Flores		SSP
13	Quintín Guzmán		SSPA
14			
15			
16			



Reporte 2da Reunión

Sobre las estrategias de explotación de los recursos pesqueros para el 2014

Auditorio IFOP, Valparaíso 26 de agosto 2013

Se reunieron los equipos técnicos del Departamento de Evaluación de Recursos (DER) de IFOP y de la División de Administración Pesquera de la Subsecretaría de Pesca, con el objeto de discutir sobre las estrategias de explotación de los recursos pesqueros para el 2014, y cuyos puntos más destacables fueron los siguientes:

- Se mostró a manera de ejemplo, un análisis comparativo de simulación sobre criterios de explotación F constante y otro “tipo rampa” cuya regla de decisión consideró la mortalidad por pesca $F=F_{mrs}$ cuando $B/B_{mrs} \geq 1$, de lo contrario $F=F_{mrs} * B/B_{mrs}$, y destacándose dos hitos principales:
 - i. Ambas estrategias permiten llevar a la biomasa del recurso al objetivo B_{mrs} .
 - ii. El criterio tipo “rampa” permite recuperar más rápido a la población a costo de reducir significativamente la mortalidad por pesca (y las capturas), principalmente cuando $B/B_{mrs} < 1$.

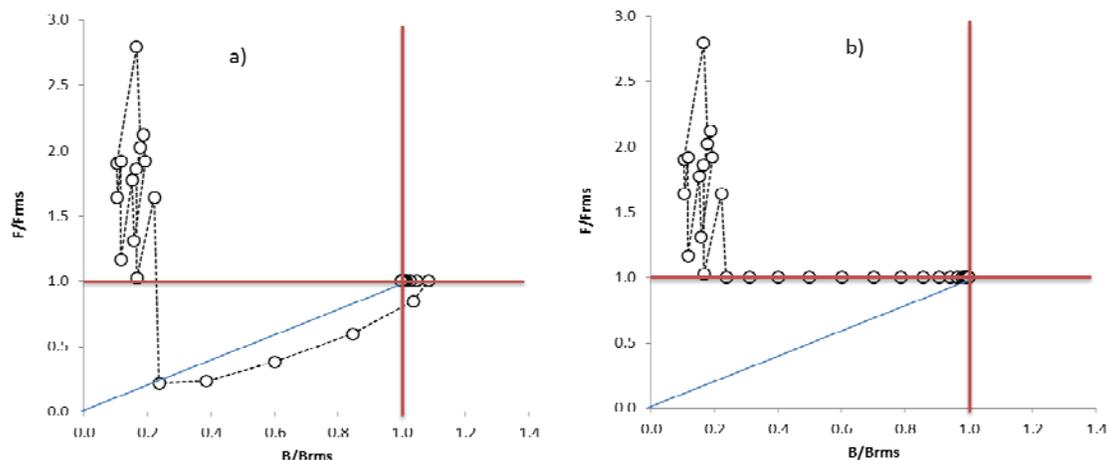


Figura 1: Simulación de un diagrama B-F con referentes del MRS: (a) regla de decisión con modelo rampa, (b) criterio F constante



- Los equipos acordaron que la sobre-explotación será definida cuando la biomasa exceda el límite inferior de la biomasa referida al RMS (Brms) o su medida equivalente (B/Brms). Al respecto, se estableció que los intervalos de la Brms no necesariamente deben ser simétricos, de manera que desde el enfoque precautorio el límite inferior puede ser muy pequeño y establecido por consenso, mientras el límite superior podrá considerar elementos de incertidumbre y variabilidad. Como valor inicial se propone que el límite inferior se distancie 5 puntos porcentuales del valor Brms (o su equivalente).
- El límite superior de la Brms (o su equivalente) se propone como objetivo de manejo precautorio relacionado con el RMS, con lo cual la plena explotación incluye al RMS y queda restringida entre dos valores: B límite y B objetivo.
- La variable de control (mortalidad por pesca) definirá a la sobrepesca sin considerar intervalos de confianza, de manera que la condición anterior se declara cuando $F > Frms$. Lo anterior implica a establecer el criterio de explotación $F = Frms$ para cualquier condición de biomasa mientras esta sea mayor o igual de Brms.

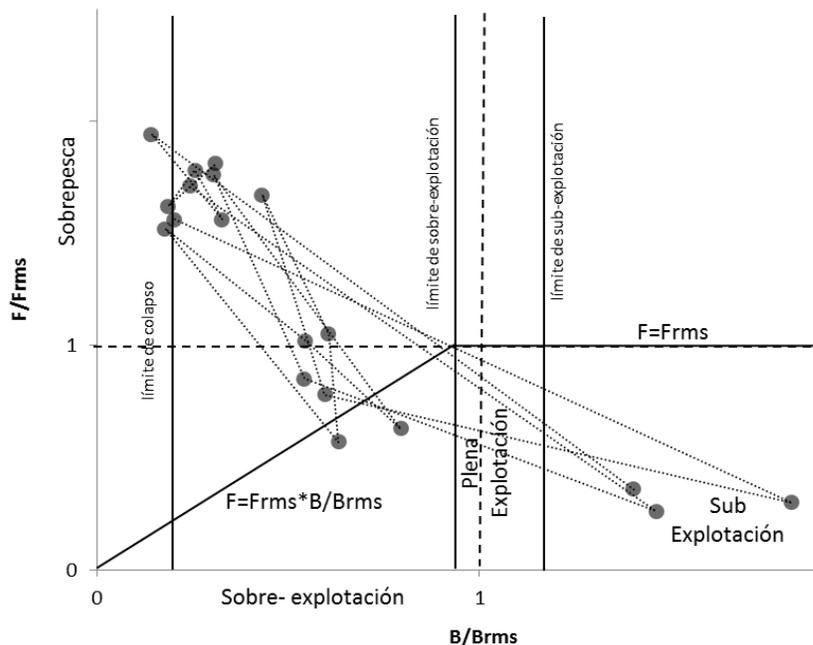


Figura 2: Diagrama B-F tipo y regla de explotación



- En el régimen de plena y sub explotación ($B > Brms$), la aplicación del Frms y su respuesta en términos de CBA debería considerar como elemento precautorio el riesgo del 10% de exceder el Frms.
- De igual forma y para aquellos recursos sobre-explotados, los análisis de proyección serán realizados considerando como horizonte 10 años en recursos demersales y 5 años en pelágicos pequeños. Asimismo y para todos los recursos, a lo menos se propone el análisis de 4 casos: (1) $F=0$ (si procede), (2) $F=Frms$ (independiente del estatus), (3) $F=F$ regla decisión (rampa) y 4) $F=Fsq$ (status quo).
- Se hace mención sobre la aplicabilidad que tienen estos criterios sobre recursos pelágicos, en los que el ambiente vía los reclutamientos determinan los cambios poblacionales y no necesariamente es la biomasa desovante. Al respecto se indicó que el límite superior de la Brms bien podría considerar toda aquella variabilidad o incertidumbre, haciéndola más precautoria como objetivo de manejo.
- Se ilustró el estado de todos los recursos pesqueros nacionales en el marco del diagrama B-F junto al modelo de rampa inicialmente propuesto. Se prevé en la mayoría de los recursos demersales importantes reducciones de la mortalidad por pesca dada su condición de sobre-explotación. Caso contrario se observa en crustáceos, donde la condición de sub-explotación en la mayoría de estos involucra no solo el aumento de la mortalidad por pesca, sino la eventual apertura de los registros de armadores.
- Por el ámbito de competencias y del rol que tendrá en los CCT, IFOP propondrá un abanico de escenarios o reglas de decisión/rampas de acuerdo con el marco legal y lo sugerido por SSP.



**Marco de Referencia para el Diagnóstico de los Recursos
Pesqueros 2013**
Auditorio IFOP

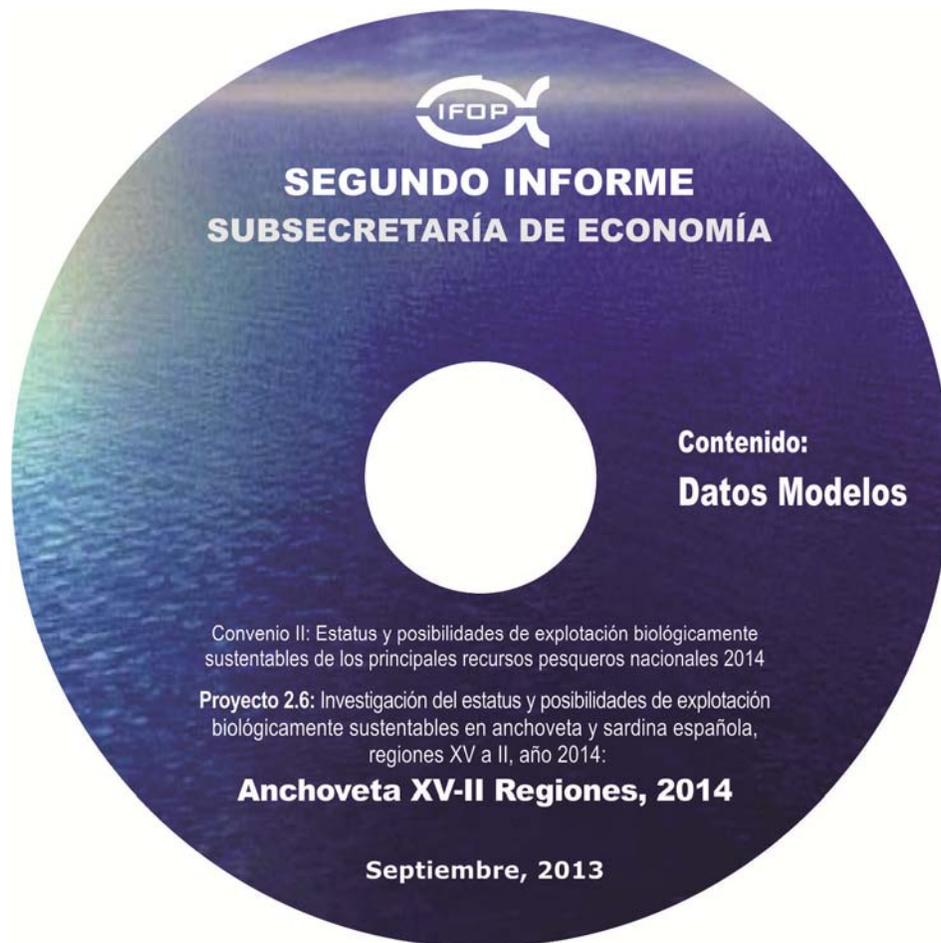
Martes, 20 de agosto de 2013

LISTADO DE ASISTENTES

	NOMBRE	FIRMA	PROYECTO
1	Cristina Cordero		IFOP
2	Francisco Contreras		IFOP
3	Jorge Fariña A.		SSP
4	L. Carolina Pastos		SSP
5	Laura Flores		SSP
6	Sonia Becerra R.		SSP
7	Victor Espeso B.		SSP
8	Helo Compadre		SSP
9	Alejandro Kuske		SJP
10	Doris Bucar		IFOP
11	Mariella Canales		IFOP
12	Fernando Espindola R.		IFOP
13	Juan Carlos Delgado		IFOP
14	Ignacio Pardo		IFOP
15			
16			

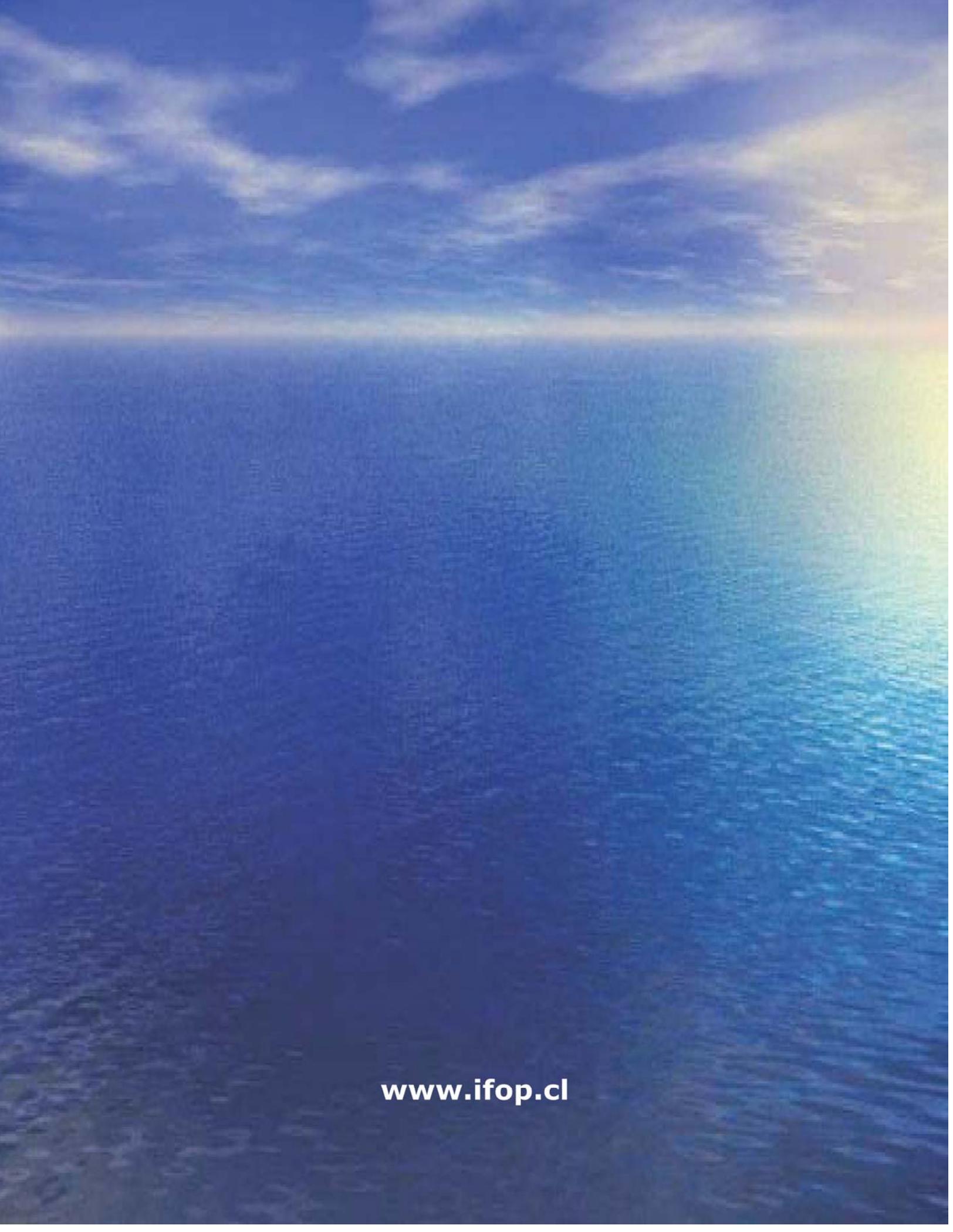
A N E X O 7

Datos Modelos





INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO
Sección Ediciones y Producción
Blanco 839, Fono 56-32-2151500
Valparaíso, Chile
www.ifop.cl



www.ifop.cl