



DOCUMENTO CONSOLIDADO

Convenio de Desempeño, 2016
Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables
de los principales recursos pesqueros nacionales 2017.

Jaiba y Centolla, 2017

SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y EMT / Marzo 2017



DOCUMENTO CONSOLIDAD

Convenio de Desempeño, 2016
Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables
de los principales recursos pesqueros nacionales 2017.

Jaiba y Centolla, 2017

SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y EMT / Marzo 2017

REQUIRENTE

**SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y
EMPRESAS DE MENOR TAMAÑO**

Subsecretaria de Economía y EMT
Natalia Piergentili Domenech

EJECUTOR

INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO, IFOP

Director Ejecutivo
Leonardo Núñez Montaner

Jefe División Investigación Pesquera
Mauricio Gálvez Larach

JEFE DE PROYECTO

Alejandro Yáñez Rubio

AUTOR

Alejandro Yáñez Rubio

COLABORADORES

Diana Párraga Velandia
Andres Olguín Ibacache
Erik Daza Valdebenito
Eduardo Almonacid Rioseco
Ruth Hernández Rodríguez



RESUMEN EJECUTIVO

Se presentan los resultados de la evaluación de stock de jaiba y centolla en las regiones X y XII, respectivamente, en los cuales se establece el estado actual de ambos recursos. Para el desarrollo de esta evaluación se implementó un modelo estadístico estructurado a la talla que se ajusta a las composiciones de longitudes de las capturas, series parciales de índice de abundancia para cada recurso y desembarques, además de utilizar algunos valores de entrada como parámetros biológicos pertinentes de los recursos, a excepción de los parámetros de crecimiento, los cuales, por primera vez en estas evaluaciones, son estimados dentro del modelo. La implementación de este modelo se realizó utilizando datos de las principales zonas de extracción, siendo la Bahía de Ancud, la zona a evaluar en jaiba utilizando la serie temporal 1997 – 2015 y considerando únicamente procedencias de pesca cercanas a la Bahía; mientras que en centolla se realizó un análisis regional (XII Región) entre los años 1961 y el 2015. Se estimó la biomasa y el nivel actual de mortalidad por pesca y la población fue proyectada en el futuro bajo distintos niveles de mortalidad por pesca constantes, esto con el objeto de evaluar el grado de recuperación y recomendar niveles de captura. Además, se consideraron escenarios alternativos para ambos recursos, con tal de contrastar los resultados del Caso Base.

Los resultados muestran que desde el año 2002, en el recurso jaiba se produce una persistente disminución poblacional, alcanzando actualmente los menores niveles de biomasa de la historia. Estos niveles de explotación equivalen al 14% de la condición virginal, con valores de mortalidad por pesca por sobre el PBR sugerido $F_{40\%}$ ($F_{2015} = 0.64 \text{ año}^{-1}$; $F_{40\%} = 0.55$), mientras que la biomasa desovante se estima en torno a las 554 toneladas.

La población de centolla mostró una disminución constante en todo el período de análisis llegando a los niveles de biomasa desovante más bajos de la historia en el año 1996, para luego repuntar y sobrepasar las 8 mil toneladas en el año 2012. Actualmente, este recurso presenta valores de biomasa desovante (BD) de 4.5 mil t equivalentes al 47% de la biomasa virginal y por encima de la biomasa objetivo $BD_{40\%} = 3.8 \text{ mil ton}$. No obstante, los valores de F del año más reciente son altos en comparación con el PBR propuesto ($F_{2015} = 1.18 \text{ año}^{-1} > F_{40\%} = 0.65 \text{ año}^{-1}$), situando aún así a este recurso, en un nivel de plena explotación, pero cercano al límite de la sobre explotación.

Todos los escenarios alternativos, tanto en jaiba como en centolla, utilizaron los parámetros de crecimiento como valores de entrada, no siendo estimados por el modelo de evaluación. En el caso de jaiba, cada uno de estos escenarios presentó una mejor condición del recurso, siendo el escenario con menor peso estadístico en la CPUE, el más optimista (34% de reducción poblacional). En centolla, salvo el escenario en donde el valor de steepness es disminuido desde 0.75 a 0.5, todos los escenarios presentaron una condición del recurso más optimista que el Caso Base, destacando el escenario 3 ($h = 1$), el cual presentó un porcentaje de biomasa desovante respecto de la biomasa desovante virginal del 81%.



Se concluye finalmente que es necesario continuar investigando y analizando la calidad de los datos que ingresan al modelo de ambos recursos, en conjunto con el desarrollo de escenarios plausibles, tanto de datos como modelos alternativos antes de tomar decisiones sobre el manejo de estos recursos.



ÍNDICE GENERAL

	Página
RESUMEN EJECUTIVO	i
ÍNDICE GENERAL	iii
1 INTRODUCCIÓN	1
1.1 Aspectos administrativos.....	1
1.2 Pesquería de jaiba.....	3
1.3 Pesquería de centolla	4
2 OBJETIVOS	6
2.1 Objetivo general	6
2.2 Objetivos específicos.....	6
3 ANTECEDENTES	7
3.1 Jaiba.....	7
3.2 Centolla.....	18
4 METODOLOGÍA DE TRABAJO	35
4.1 Objetivo específico 1	35
4.1.1 Sobre la aproximación modelo-basada a emplear.....	35
4.1.2 Modelo de Evaluación de Stock	37
4.1.3 Estimación del Crecimiento Modelo-basado.....	40
4.1.4 Rendimientos de pesca	40
4.1.5 Implementación del modelo de evaluación.....	41
4.2 Objetivo específico 2	43
4.2.1 Variables Poblacionales Determinadas por el Modelo de Evaluación de Stock.....	44
4.2.2 Análisis de sensibilidad.....	45
4.3 Objetivo específico 3	45
4.4 Objetivo específico 4	46
5 RESULTADOS	47
5.1 Objetivo específico 1	47
5.1.1 Jaiba.....	52
5.1.2 Centolla.....	56
5.2 Objetivo específico 2	60
5.2.1 Jaiba.....	60
5.2.2 Centolla.....	76
5.3 Objetivo específico 3	93
5.3.1 Jaiba.....	93
5.3.2 Centolla.....	99



5.4	Objetivo específico 4	108
5.4.1	Revisión de la Evaluación Externa	108
5.4.2	Taller de Litódidos.....	109
6	ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS	114
6.1	Jaiba.....	114
6.2	Centolla.....	115
7	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	118

ANEXOS:

Anexo 1. Estimación de parámetros de crecimiento.

Anexo 2. Estimación de Mortalidad Natural.

Anexo 3. Datos Jaiba y Centolla (*Incluidos en cd presentado al inicio del documento*).



1 INTRODUCCIÓN

1.1 Aspectos administrativos

La actividad pesquera en Chile se ha situado como una de las áreas que ha liderado el crecimiento de la economía nacional. Dicho proceso se ha basado tanto en los niveles de producción y exportaciones de la pesca extractiva, así como también, en el desarrollo de la acuicultura.

Por mandato legal, la función pública en la gestión de la actividad pesquera y de la acuicultura le corresponde a la Subsecretaría de Pesca y al Ministerio de Economía, Fomento y Turismo, instituciones responsables de fijar las políticas y establecer las medidas de regulación que tienen por objetivo conformar el marco legal y normativo para brindar las condiciones más adecuadas para el desarrollo sustentable de la actividad de la pesca y la acuicultura.

Para el adecuado cumplimiento de ese rol es esencial contar con fundamentos científicos y técnicos sólidos en cuanto al conocimiento del estado de conservación de los recursos biológicos y su ambiente, así como también, del desempeño de la actividad extractiva.

Consecuentemente, la Autoridad Sectorial ha definido la misión institucional en términos de regular y administrar la actividad pesquera y de acuicultura, a través de políticas, normas y medidas de administración, bajo un enfoque precautorio y ecosistémico que promueva la conservación y sustentabilidad de los recursos hidrobiológicos para el desarrollo productivo del sector.

Los objetivos estratégicos asociados para dar cumplimiento a esta misión son los siguientes:

- Diseñar e implementar las políticas, normas y medidas de administración, orientadas a la conservación y sustentabilidad de los recursos hidrobiológicos, en coordinación y participación con los agentes económicos del sector pesquero y acuicultor, a través de las instancias de participación establecidas en la Ley.
- Disponer oportunamente de la información sectorial que permita aportar los elementos necesarios para la toma de decisiones en materia de regulación y manejo sectorial.

Con el objetivo de atender la misión y sus objetivos estratégicos, la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura impulsa anualmente un Proceso de Asesoría Científica (PAC), en cuyo contexto, identifica y encarga al Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) ejecutar los programas de seguimiento y monitoreo de las pesquerías, así como también, la evaluación de stock y análisis de capturas recomendables para los principales recursos pesqueros, todos financiados con fondos sectoriales de asignación directa.



En esta última cartera de proyectos se integra el conocimiento científico generado en diversos estudios, otros proyectos y programas de investigación realizados sobre estos recursos y sus pesquerías, así como también, toda la información científica y técnica disponible a la fecha de ejecución, tales como los programas de seguimiento de las pesquerías, los cruceros de evaluación directa y antecedentes pesqueros que permiten actualizar anualmente el estatus de conservación de los recursos pesqueros nacionales y recomendar las Capturas Biológicamente Aceptables para éstos. Contribuyen también a esas funciones, otros organismos de investigación científica y técnica que ejecutan estudios financiados por el Fondo de Investigación Pesquera.

Cabe señalar que, en las últimas décadas, IFOP ha realizado anualmente las evaluaciones de stock y estimaciones de capturas totales permisibles de los principales recursos pesqueros de Chile. Esto ha servido de base biológica para las medidas de conservación que la Subsecretaría de Pesca ha aplicado. Las metodologías para la evaluación de stock han progresado notablemente, así como también las capacidades de IFOP para desarrollar metodologías más complejas, razón por la cual el instituto se ha consolidado a nivel nacional y latinoamericano como la única institución con la capacidad científico/técnica para desarrollar una evaluación de stock moderna en variadas especies, lo cual le ha exigido avanzar en un programa de revisión por pares independientes.

La nueva Ley de Pesca y Acuicultura estableció que sea el Instituto de Fomento Pesquero el ejecutor del proyecto Estatus y Posibilidades de Explotación Biológicamente Sustentables de los Principales Recursos Pesqueros Nacionales: Jaiba y Centolla, mediante la asignación directa de fondos sectoriales, lo que reconoce a dicho Instituto como el organismo que provee los insumos fundamentales para el cumplimiento de la función reguladora de la Administración Pesquera del Estado.

El establecimiento del estatus de conservación de los recursos contemplados en este proyecto se realiza empleando la mejor información científica y técnica disponible sobre estos recursos. Con ese propósito, el cálculo de los Puntos Biológicos de Referencia se desarrolla conforme al marco biológico de referencia definido por los Comité Científico Técnicos respectivos y la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, empleando los indicadores más confiables de las variables de estado (biomasa, abundancia) y flujo (mortalidad por pesca o tasas de explotación) de jaiba y centolla, con su correspondiente análisis de incertidumbre.

En consideración a lo dispuesto en las recientes modificaciones al texto de la Ley de Pesca y Acuicultura, la ejecución de este proyecto deberá contemplar la correcta aplicación del Enfoque Precautorio en su orientación, abordando adecuadamente el tratamiento de la incertidumbre propia de estos sistemas pesqueros (FAO, 2006).



1.2 Pesquería de jaiba

La pesquería de jaiba realizada en el área de reserva artesanal a lo largo de todo el litoral del país, presenta principalmente, dos períodos de desembarque desde que comenzó a tomarse oficialmente su estadística en 1945. Un primer período abarca desde 1945 a 1982, donde el desembarque anual no superaba las 1800 t, con un promedio de 915 t por año. El segundo período se inicia en el año 1984, donde sí bien se producen diversas fluctuaciones, resalta el hecho que los desembarques no descienden de las 3.000 t, registrando un promedio anual de 4.813 t. A partir de 1999, el desembarque ha superado las 5.000 toneladas, lográndose en el año 2002 el mayor desembarque histórico con 7.290 t. La creciente presión extractiva sobre estos recursos ha sido incentivada por la continua demanda de materia prima generada por las empresas procesadoras las cuales han ofrecido precios de playa atractivos.

Esta actividad se ha concentrado históricamente en el sur de Chile, específicamente en las regiones VIII, X y XI, siendo la X Región la que realiza los mayores aportes en desembarque (53% durante el año 2014). En este sentido y de acuerdo con Olguín *et al.* (2016), la jaiba marmola sobresale como la especie más importante en términos de volumen de extracción. De hecho, en los años 2013 y 2014, este recurso ha contribuido con el 70% al desembarque nacional mientras que el 2015, cifras preliminares de Sernapesca indican que esta contribución alcanzó el 81%. Las especies de jaibas que le preceden en importancia comercial fueron *Cancer porteri* (7%), *Romaleon polyodon* (6%) y *Homalaspis plana* (3%). La jaiba marmola es la única especie que ha aumentado sus volúmenes de desembarque en las últimas dos décadas, pasando de 2.580 toneladas (t) en promedio en los años 90's a 5.439 t en promedio desde el año 2000 al 2007.

En la actualidad, la pesquería de jaiba a nivel nacional se encuentra bajo el régimen de libre acceso, y de acuerdo al conocimiento de la biología de estos recursos, la Subsecretaría de Pesca ha definido la regulación que establece lo siguiente (DS. N° 9 de 1990 del Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción):

- Veda indefinida a nivel nacional de hembras de las especies jaiba panchote, jaiba patuda, jaiba remadora y jaiba paco.
- Veda indefinida a nivel nacional de hembras ovígeras de las especies jaiba peluda, jaiba marmola y jaiba mora.
- Talla mínima de extracción de 120 mm de ancho cefalotorácico para las especies jaiba peluda, jaiba marmola y jaiba mora, medidas entre los bordes externos del sector más ancho del caparazón.
- Suspende transitoriamente la Inscripción en el registro Artesanal en la Pesquería Jaiba, X Región (Resolución SUBPESCA N° 2811 de 2011).



- Para los ejemplares del recurso hidrobiológico jaiba marmola extraídos en el área marítima de la X Región de Los Lagos, se fija un tamaño mínimo de extracción de **110 milímetros de ancho cefalotorácico** (R. Ex. N° 3606, 30/12/2012).

1.3 Pesquería de centolla

Actualmente la centolla (*Lithodes santolla*) se encuentra en estado y régimen de plena explotación. Su pesquería se desarrolla principalmente en la XII Región, aunque de acuerdo a Geaghan (1973) se han encontrado reportes de capturas hasta Valdivia por el norte. Además, en los últimos años ha existido un importante aumento en la actividad extractiva de centolla en la X Región. A fines del año 2014, la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura suspendió transitoriamente la inscripción en el Registro Artesanal para la pesquería de centolla desde la XIV a la XII Región del país mediante la R. Ex. N° 3556-2014 desde el año 2015 al 2019, renovando la R. Ex. N° 4415/2009 que realizaba la misma acción desde el año 2010 hasta el 2014.

El arte de pesca utilizado y únicamente permitido para la extracción de este recurso es la trampa. La talla mínima legal (TML) de extracción de machos es de 100 mm de longitud cefalotorácica (LC) desde la X Región hasta el paralelo 46° 30' LS y desde allí al sur aplica una TML de 120 mm de LC. La pesquería es manejada con una veda anual entre el 11 de diciembre y el 30 de junio del siguiente año tanto para la XI y XII Regiones, dejando como temporada de pesca desde el 1° de julio hasta el 10 de diciembre de cada año (D.S. N° 443/1990; D. EX N° 335/2003; D. Ex. N° 865/2014). Las hembras también están vedadas, existiendo total prohibición de extracción de ellas (D. Ex. N° 44/1981; 375/1987; 443/1990). Para la X región y hasta el paralelo 46° 30' LS sólo existe una veda estacional comprendida entre el 1° de diciembre y el 31 de enero del siguiente año (D.S. N° 509/1991; D. Ex. N° 865/2014).

Existen antecedentes del inicio de la pesquería de centolla desde 1928 en la costa occidental de Tierra del Fuego, lugar donde comenzó a operar la primera planta conservera de este recurso (Geaghan, 1973). Los registros de desembarques existentes comienzan a partir de 1938 (Departamento de Pesca y Caza) sin superar las 150 toneladas previo a 1961, centrándose principalmente en el sector norte de la Isla Grande de Tierra del Fuego (Canales *et al.*, 1997). Incluyendo este período y hasta la fecha, la tendencia general de los desembarques ha ido en aumento; sin embargo, es posible observar dos períodos en los que el desembarque presenta una notoria disminución, no tan sólo por bajas en la abundancia del recurso sino también por otros factores discutidos en breve. El primer período se observa a partir de 1979 hasta 1983, donde algunos problemas de mercado provocaron una baja en el incentivo de esta actividad extractiva, pasando de 2265 a 1351 toneladas en tan sólo un año. El segundo período corresponde a una tendencia de disminución paulatina en los desembarques desde 1986 con 2746 toneladas hasta 1994 llegando tan sólo a 1151 toneladas anuales. Los factores que explicarían esta disminución corresponderían a un efecto combinado entre una baja disponibilidad y abundancia de centollas, como también a una reorientación del esfuerzo hacia otros recursos con



mayor valor agregado. Esta reorientación del esfuerzo habría sido provocada por las numerosas normativas de conservación impuestas durante esos años, entre las que se puede mencionar la veda decretada entre el 1° de diciembre y el 31 de enero del año 1986, el cierre por 4 años de un sector con altos índices de productividad (seno Año Nuevo) a contar de 1988 (MINECOM n° 510/88) y el vigente período de veda decretado entre el 1° de diciembre y el 30 de junio (MINECOM n° 443/91) (Canales *et al.*, 1997).

Para el año 2014, el Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura registró 6207 toneladas de centolla desembarcadas a nivel nacional, de las cuales un 79% corresponde sólo a la XII Región y sólo un 18% fue desembarcado en la X Región. El 3% restante es capturado en la XIV y XI Regiones.

Durante el año 2015, y de acuerdo a los registros realizados por observadores científicos de IFOP, se registró un total de 60 embarcaciones trabajando activamente en los recursos de centolla y centollón durante el período comprendido entre marzo y diciembre del año 2015 para la XII Región. Estas embarcaciones se dividen de acuerdo a su forma de trabajo, separándose en embarcaciones extractivas (56%), embarcaciones transportadoras (24%) y embarcaciones mixtas (20%) (Daza *et al.*, 2016). El desembarque para esta misma región alcanzó las 4478 toneladas, siendo los principales puertos de desembarques los acostumbrados para esa región, a saber: Porvenir (2306 t), Puerto Natales (1001 t), Puerto Williams (755 t) y Punta Arenas (414 t).



2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo general

Actualizar el estatus de los principales recursos pesqueros nacionales y analizar sus posibilidades de Captura Biológicamente Aceptable (CBA) frente a distintos niveles de riesgo considerando escenarios alternativos de la naturaleza, en horizontes de corto y mediano plazo, conforme al marco legal vigente y las directrices científico-técnicas formuladas por cada Comité Científico Técnico y las directrices que se establezcan en los planes de manejo.

2.2 Objetivos específicos

1. Implementar procedimientos de evaluación de stock basados en protocolos científicos para la determinación del estatus de Centolla y Jaiba con arreglo al nivel de conocimiento, información e incertidumbre correspondiente, conforme a los estándares actuales en ciencia pesquera.
2. Determinar las variables poblacionales de los principales recursos pesqueros del país conforme al marco legal vigente y estimar el valor de los Puntos Biológicos de Referencia, determinados por los Comités Científico y Técnicos (CCT) respectivos, bajo condiciones de incertidumbre estructural y de estimación empleando el mejor conocimiento e información disponible a la fecha de ejecución del estudio.
3. Analizar las distintas alternativas de Captura Biológicamente Aceptable para estos stocks acorde con las estrategias de explotación y reglas de control previamente definidas y considerando los posibles estados de la naturaleza, con sus respectivos análisis de riesgo, incluyendo análisis en horizontes de mediano y largo plazo, según requerimiento.
4. Proponer el plan de trabajo para avanzar durante el año 2016 en el cumplimiento del Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad de la Asesoría Científica (PMCCAC), informando los logros esperados y su vinculación con las siguientes etapas del Programa e informar del cumplimiento de cada una de las recomendaciones realizadas en las revisiones por pares, cuando corresponda y tareas complementarias sugeridas por los CCT y/o evaluadores nacionales.

3 ANTECEDENTES

Los recursos jaiba y centolla poseen una amplia distribución en la zona de interés, comprendida entre la XIV y XII Regiones. Dadas las características de poco desplazamiento de estos recursos, se podría sugerir la existencia de meta-poblaciones con un nivel de mezcla entre sí desde la etapa de reclutamiento en adelante, lo cual produce un impacto en los supuestos de modelos que consideran una escala espacial más amplia.

3.1 Jaiba

La historia de desembarques indica que la jaiba marmola (*Metacarcinus edwardsii*) explica más del 75% de las capturas en la X región, en donde la Bahía de Ancud destaca como la zona más importante. En 2014 los desembarques de jaiba marmola alcanzaron 81% de las capturas de jaiba a nivel nacional, mientras que Dalcahue presenta menor representatividad, por lo que en este caso no será considerada para efectos de análisis histórico. En adelante, el análisis de evaluación de stock se refiere a la jaiba marmola en la X Región cuya información corresponde a la registrada por el monitoreo que realiza IFOP en la zona de Bahía Ancud. Esta zona es la más importante en términos de extracción de este crustáceo y que cuenta con características oceanográficas propicias para ser considerada como una unidad discreta y representativa de la situación en toda esta región (**Figura 1**).

A diferencia del proyecto anterior, la zona de evaluación fue acotada sólo a capturas provenientes desde la Bahía de Ancud o procedencias cercanas, dejando fuera del análisis a aquellas que incluían capturas provenientes de la zona de Carelmapu o más alejadas de la Bahía. La razón para realizar esta subdivisión, es debido a la necesidad de investigar procesos a menor escala que se pueden extrapolar a la totalidad de la región.

Sponaugle *et al.* (2002), en una revisión de casos, manifiesta que existe mucha evidencia que sugiere que poblaciones marinas de organismos bentónicos son demográficamente menos “abiertas” que lo que previamente se suponía, existiendo lugares de retención larval que afectan sustancialmente la abundancia de una población local. Para el caso de bahías semi-cerradas como es el caso de bahía Ancud, la relación depende del tamaño y la apertura de las cuencas.

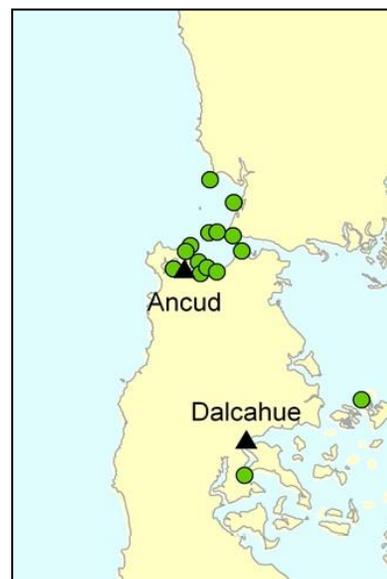


Figura 1. Procedencias de capturas de jaibas en la X Región. (Fuente: Olgún *et al.*, 2014).

Las características de circulación de la bahía sugieren la formación de eddies o remolinos producto de la circulación costera, lo que favorecería la retención local de larvas según las consideraciones de Sponaugle *opt cit.* (Figura 2 y Figura 3). Este antecedente oceanográfico es presentado sólo como apoyo a la toma de decisión que define la zona a evaluar en particular, dejando como principal motivo el tipo de operación de pesca mencionado previamente para esta zona.

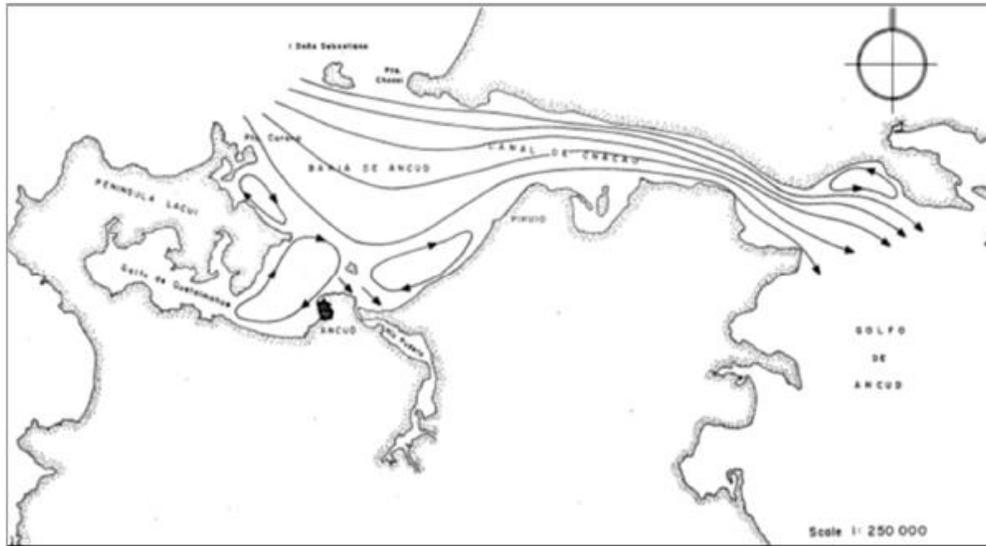


Figura 2. Circulación teórica en bahía Ancud en periodo de alta marea (Fuente: CORFO, 1982).

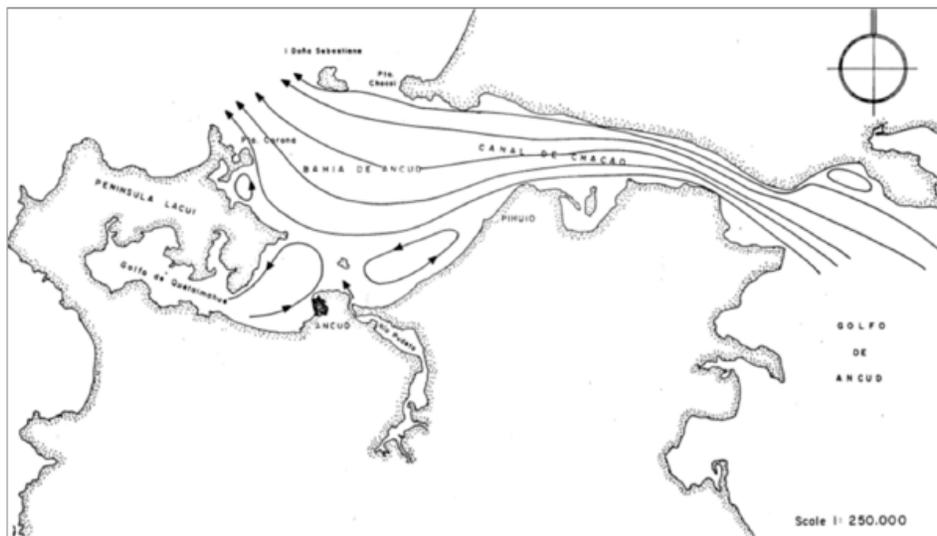


Figura 3. Circulación teórica en bahía Ancud en periodo de alta marea. (Fuente: CORFO, 1982).



Composiciones de Tallas de los Desembarques

Las composiciones de tallas de los desembarques se analizan en términos agregados y representan principalmente la situación de Ancud. Los datos más representados corresponden a los registros de IFOP desde el año 2001 en adelante, de los que destaca en términos generales, un incremento en la longitud promedio desde el año 2007 y una posterior estabilidad los últimos años (**Figura 4**). El seguimiento visual de las composiciones de tallas sugiere que parte de este incremento se debe al desplazamiento del patrón de explotación hacia los individuos más grandes, ya sea como consecuencia de fallas en los reclutamientos o el seguimiento de cohortes importantes registradas en el pasado reciente (**Figura 5**).

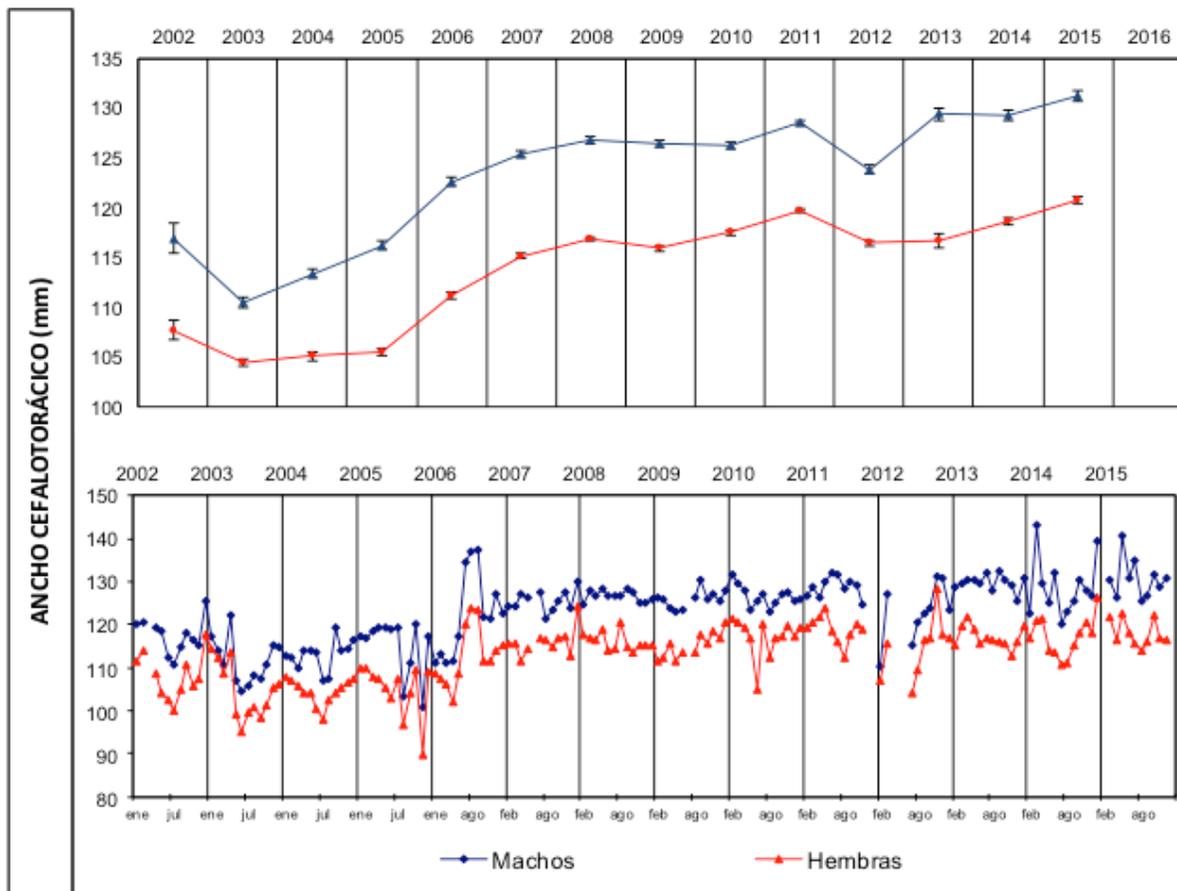


Figura 4. Serie anual y mensual de longitud media estimada de jaiba marmola capturada con trampa distribuida por sexo. Desembarque X Región. Período 2002 – 2015 (Olguín *et al.*, 2016).

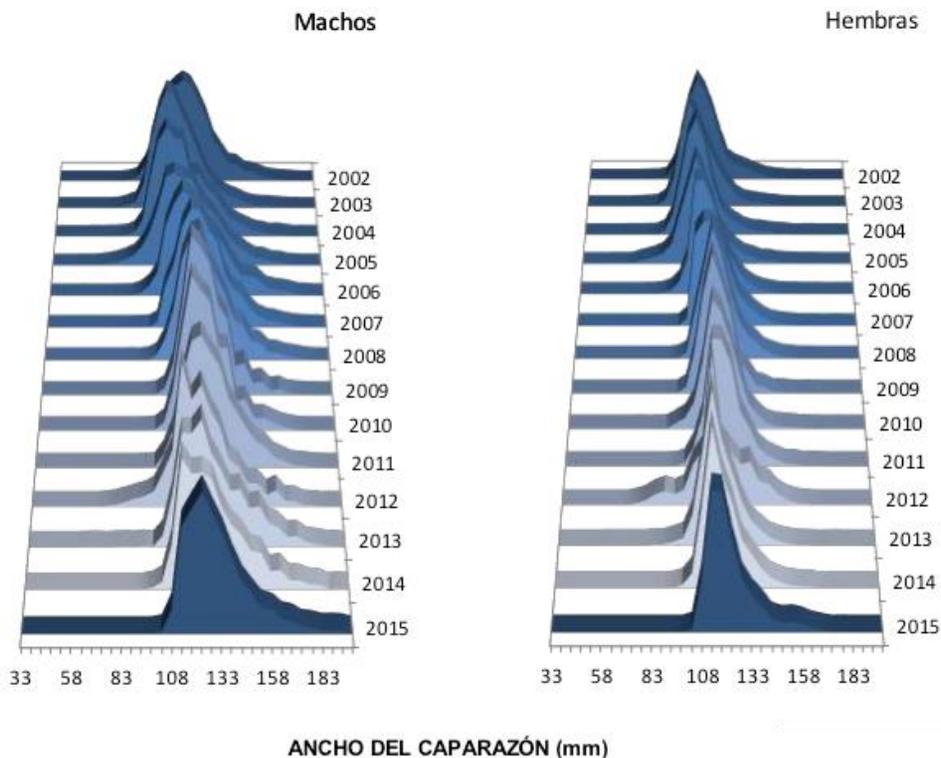


Figura 5. Distribución de frecuencia de longitud de jaiba marmola capturada mediante trampas distribuidas por sexo. Desembarque X Región. Período 2002 – 2015 (Olguín *et al.*, 2015).

▪ Composiciones de Tallas de las Capturas

Datos provenientes de pescas exploratorias realizadas por IFOP entre los años 1969 y 1973 son reportados por Henríquez (1979). Desde aquí fue posible extraer una composición de tallas de las capturas que nos permite tener una idea inicial de la conformación de la población de jaiba marmola lo más cercano al comienzo de la explotación (**Figura 6**); sin embargo, no se ingresaron estos datos en el modelo de evaluación por no ser representativos de la zona a evaluar. Para la zona de Ancud se cuenta con estructuras de tallas de la captura sólo a partir del año 2012, en donde como patrón general para los tres años de datos, los machos presentan una distribución de tallas más amplia que las hembras, alcanzando tallas más grandes pero ingresando a las trampas a partir de una longitud similar (entre 75 – 80 mm aproximadamente) (**Figura 7**).

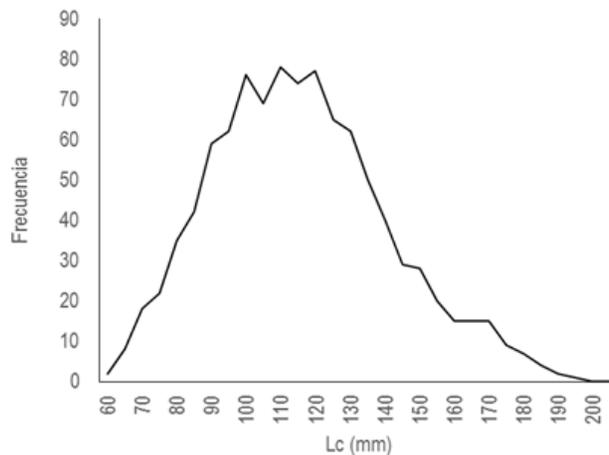


Figura 6. Distribución de longitudes de jaiba marmola capturadas en pescas exploratorias en Chiloé 1969-1973 informadas por Henríquez (1979).

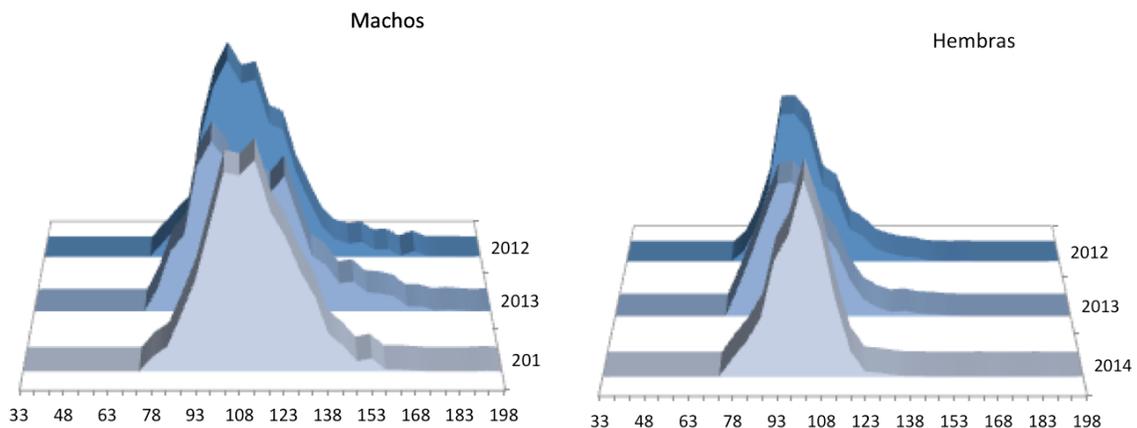


Figura 7. Estructuras de tallas provenientes de las capturas desde el año 2012 - 2014 para machos y hembras de jaiba marmola (Olguín *et al.*, 2015).

▪ Relación Longitud-Peso

La relación longitud-peso proviene del muestreo biológico que realiza IFOP a través del Programa de Seguimiento. Las estimaciones son en base a puerto, mes y año. En la **Figura 8** y **Figura 9** se presentan las relaciones longitud-peso provenientes de la captura para la zona de Ancud, la cual presentó en ambos sexos una alometría negativa en la mayoría de los meses. Es posible observar a través de este análisis que los machos presentaron mayor peso para una misma talla que las hembras.

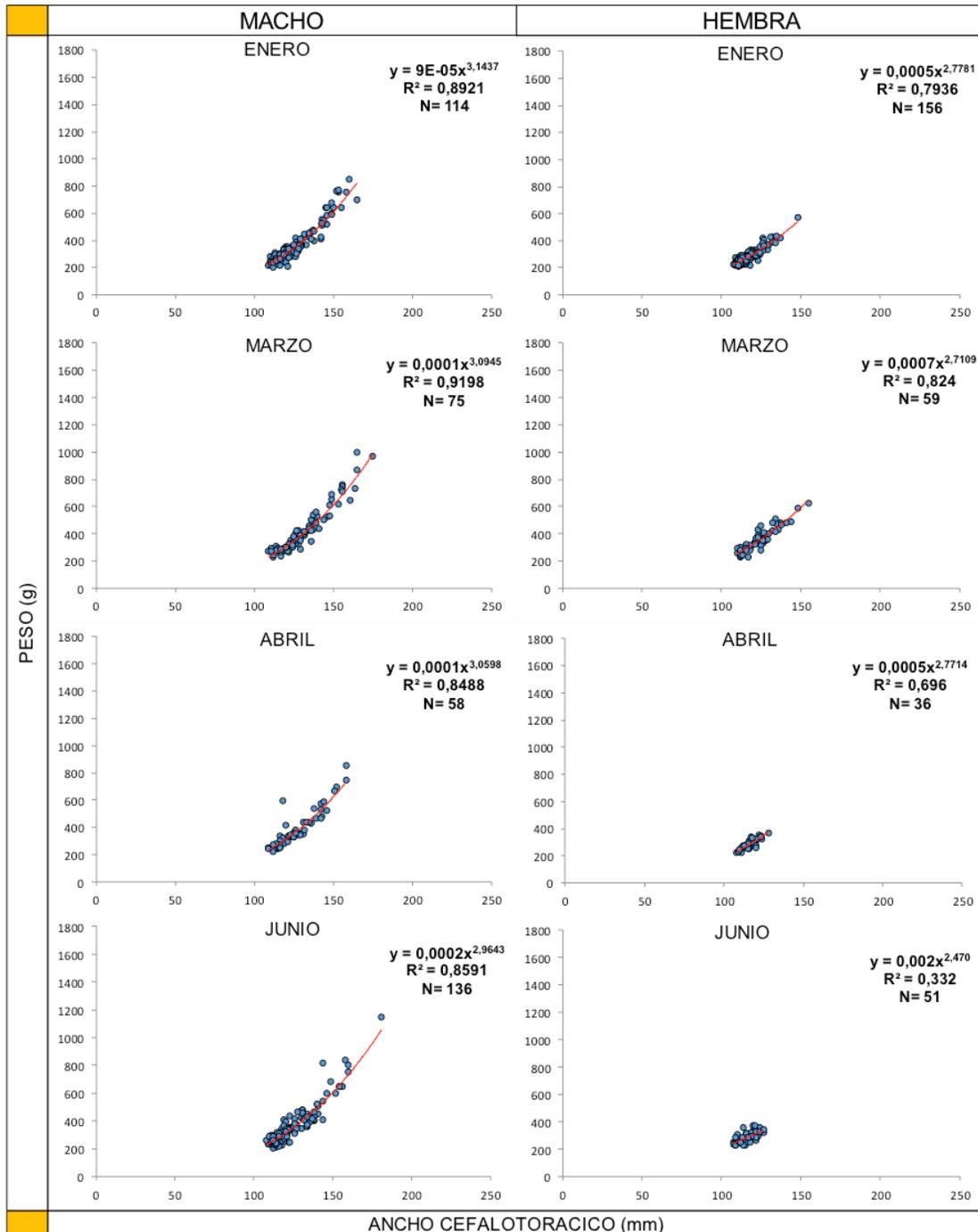


Figura 8. Relación longitud-peso de jaiba marmola establecida para cada sexo registrada en monitoreos del desembarque, capturada con trampa. Enero a junio 2015. Ancud. (Olguín *et al.*, 2016).

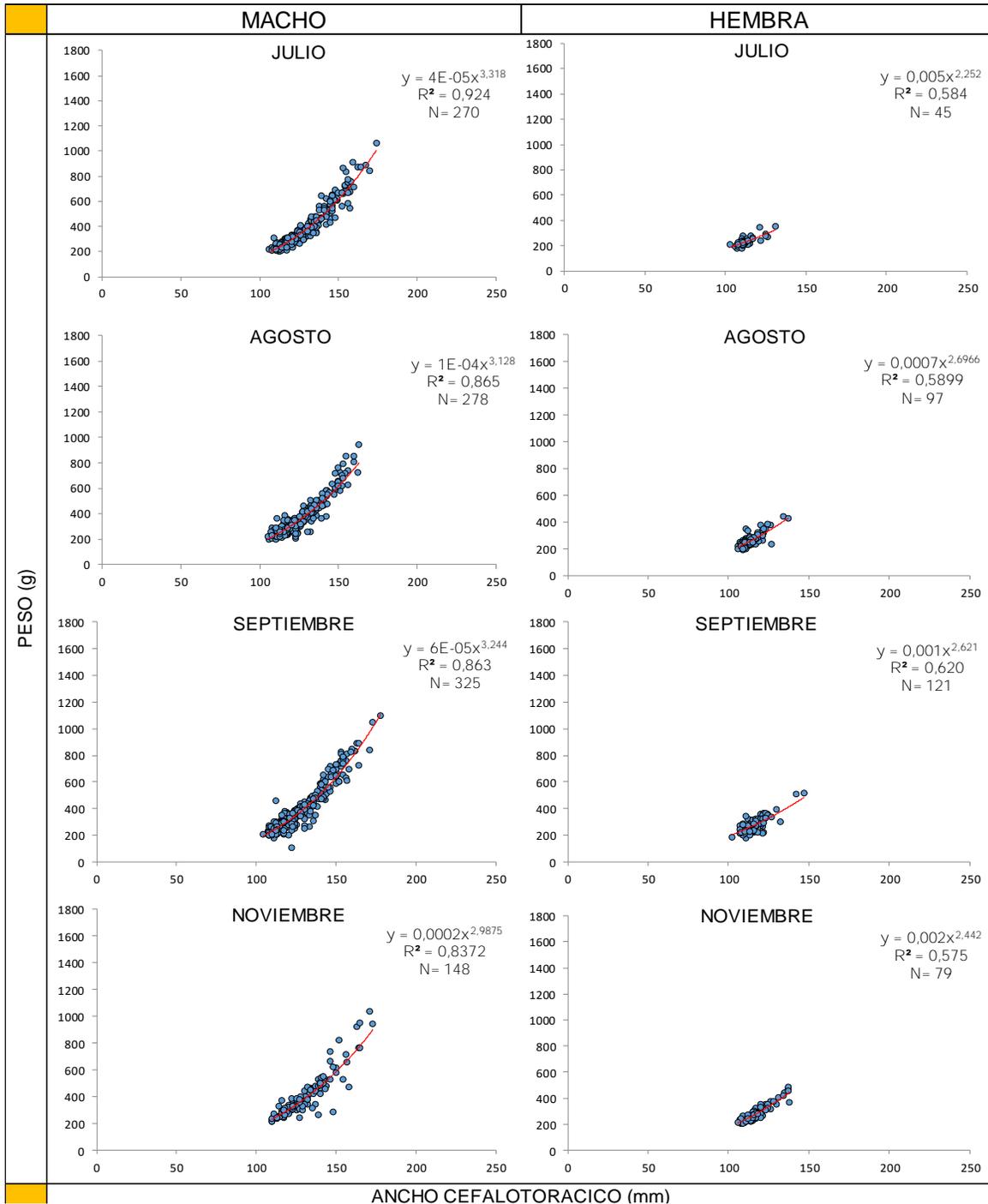


Figura 9. Relación longitud-peso de jaiba marmola establecida para cada sexo registrada en monitoreos del desembarque, capturada con trampa. Julio - noviembre. Ancud. (Olguín *et al.*, 2016).



▪ Crecimiento y Mortalidad Natural

La ecdisis o muda ocurre con mayor intensidad entre abril y mayo para ir decreciendo hacia junio (Molinet, 1991). Como en todo crustáceo, la frecuencia de muda es mayor en las primeras etapas de desarrollo del individuo. Después de haber alcanzado la madurez sexual, esta se va haciendo más espaciada en el tiempo, hasta quedar reducida a una muda por año. Molinet (*op. cit.*) establece que las observaciones realizadas *in situ* indican que el macho de esta especie necesitaría entre 3 y 4 años para alcanzar en promedio 80 a 90 mm de longitud cefalotorácica (LC), el mismo tiempo establecido por Gutiérrez & Zúñiga (1976) para similar rango de talla de *C. setosus*.

El crecimiento de este recurso fue descrito por Pool & Canales (1996) en base a un análisis de descomposición de componentes modales en las composiciones de tallas de las capturas y aplicados de manera separada por sexos (**Tabla 1**).

Tabla 1.

Parámetros de crecimiento y peso-talla de jaiba marmola (Fuente: Pool & Canales, 1996).

Parámetro	Macho	Hembras
L_{∞} (mm)	190.65	174.04
K (año ⁻¹)	0.137	0.098
a	9.7×10^{-5}	
b	3.12	

(a y b) parámetros de la relación peso-talla

Para fines de evaluación de stock y dada la recomendación realizada por el revisor en el “Informe 1 de Estatus” (Yáñez, 2016), se incorpora la estimación de los parámetros de crecimiento dentro del modelo de evaluación, utilizando los parámetros de crecimiento desde Pool & Canales (1996) como valores de inicio en la estimación.

Sin perjuicio de lo anterior, se presenta la estimación realizada por Yáñez *et al.* (2015) aplicando la metodología desarrollada por Canales & Arana (2009) en cangrejo dorado (*Chaceon chilensis*), la cual consiste en realizar una descomposición modal de las estructuras de tallas, suponiendo que cada componente modal corresponde a un grupo de edad. El procedimiento consiste en identificar las distribuciones normales subyacentes en cada distribución de frecuencia analizada, tal como se realiza en el paquete computacional Elefan I (FAO, 2006). Los resultados obtenidos en este trabajo se muestran en la **Tabla 2** y las curvas generadas para la estimación de los parámetros de sexos combinados, a partir de estos valores, se muestran en la **Figura 10**. Más detalles de la estimación de estos parámetros y otros resultados pueden ser encontrados en el **Anexo 1**.

En cuanto al valor de mortalidad natural, la recomendación propuesta por Canales *et al.* (1997) para este recurso correspondiente a 0.38 años⁻¹ fue utilizada en este proceso de evaluación de stock. Al



igual que con los parámetros de crecimiento, se recalculó el valor de M en el trabajo citado anteriormente (Yañez *et al.*, 2015), obteniéndose un valor mucho más bajo que se recomienda utilizar con precaución ($M = 0.196 \text{ año}^{-1}$ para sexos combinados), razón por la cual no es considerado en estos análisis. El detalle de este trabajo puede ser observado en el **Anexo 2**.

Tabla 2.

Parámetros estimados, desviación estándar y su intervalo de confianza para hembras, machos y sexos combinados de jaiba marmola utilizando estructuras de tallas unicamente de la bahía de Ancúd.

		Lo	K	Lo	a	b
Hembras	Media (Des Est)	173.07 (21.19)	0.122 (0.02)	71 (10.65)	0.62 (0.49)	0.08 (0.01)
	IC []	[158.83 187.30]	[0.109 0.136]	[64 78]	[0.29 0.94]	[0.08 0.09]
Machos	Media (Des Est)	190.35 (12.87)	0.140 (0.02)	75 (12.51)	0.76 (0.42)	0.09 (0.01)
	IC []	[183.95 196.75]	[0.128 0.151]	[69 82]	[0.55 0.97]	[0.08 0.09]
Ambos Sexos	Media (Des Est)	185.30 (17.06)	0.132 (0.02)	78 (7.65)	0.74 (0.44)	0.09 (0.01)
	IC []	[176.21 194.39]	[0.121 0.143]	[74 82]	[0.50 0.97]	[0.08 0.09]

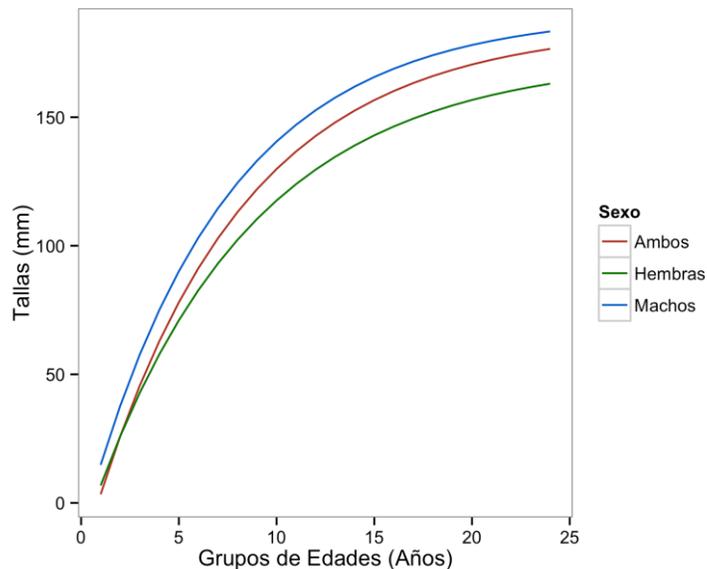


Figura 10. Curvas de crecimiento para cada sexo y ambos sexos resultantes de la estimación de los parámetros de jaiba marmola.



▪ **Aspectos reproductivos**

De acuerdo con Retamal *et al.* (2009), la jaiba marmola es un crustáceo con fecundación interna, desde cuyo huevo eclosiona una larva zoea planctónica que deriva en una megalopa, la cual corresponde al primer estadio juvenil bentónico que luego madura sexualmente. Según Olgúin (2009), la fertilización se produce en aguas someras, inmediatamente después de que la hembra ha mudado y aún tiene el caparazón blando (Contreras, 2000). Existen divergencias en cuanto a la época de desove, ya que mientras Antezana *et al.* (1965) y Steffen (1975) en la zona central y Sur (Mehuín) de Chile establecen que esta ocurre en invierno, Zagal *et al.* (2001), Contreras (2000) y Olgúin (2007) lo sitúan durante el primer semestre (**Tabla 3**).

Asimismo, Pool & Canales (1996) indicaron que si bien se encuentran hembras ovígeras en distintos estados de desarrollo de los huevos durante todo el año calendario, los valores más significativos se obtienen a partir de abril llegando al máximo en julio, y que en este período los registros de mudas son mínimos y alcanzan valores inferiores al 2%.

Tabla 3.
Períodos de desove de *M. edwardsii* establecidos por diferentes autores.

E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Localidad	Referencia
												Zona Central	Antezana et al., 1965
												Mehuín	Steffen, 1975
												Calbuco	Contreras, 2000
												Valdivia	Zagal et al., 2001
												Ancud	Olgúin, 2007

Respecto de la madurez a la talla, Inostroza *et al.* (1982) analizan la relación ancho/largo de las quelas e identifican que la talla de madurez sexual se ubica entre 82 y 84 mm. Estas mediciones distan significativamente de las realizadas por Pool *et al.* (1998) quienes determinan en la X región, que la longitud a la cual el 50% de las hembras se encuentra maduras, corresponde a 120.10 mm de amplitud cefalotorácica (AC), mientras que en machos esta longitud podría alcanzar los 124.03 mm AC (**Tabla 4, Figura 11 y Figura 12**).



Tabla 4.
Parámetros del modelo logístico de madurez ajustado a *M. edwardsii* (Pool & Canales, 1996).

Sexo	a	b	L50% (mm)
Hembras	-5,75	0,04794	120,10
Machos	-32,52	0,26223	124,03

$$HO = (1 + \exp(a - b \cdot L))^{-1}$$

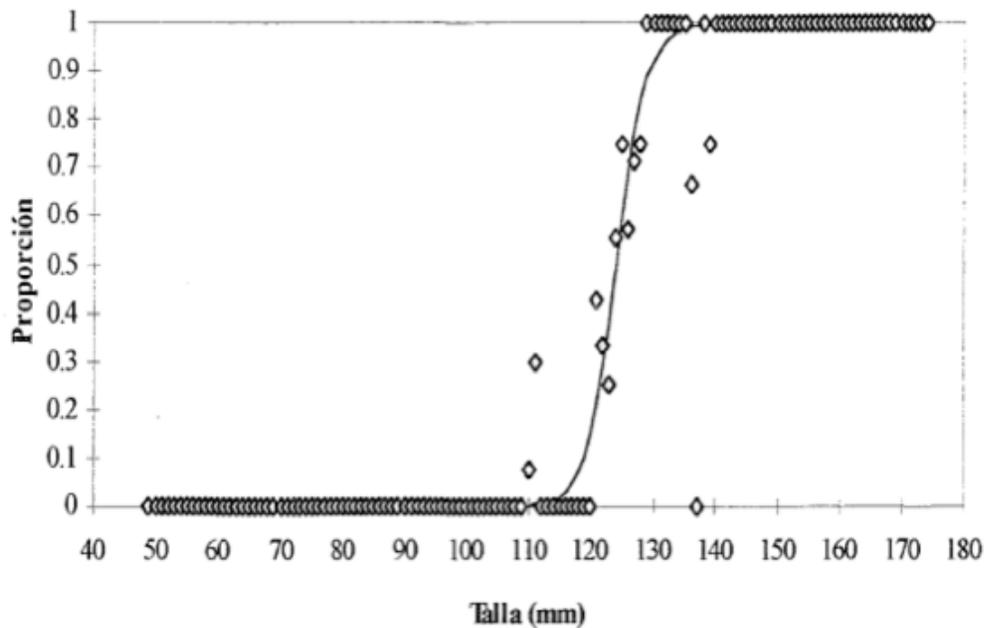


Figura 11. Ajuste del modelo logístico a la proporción de madurez en machos de jaiba marmola (Pool *et al.*, 1998).

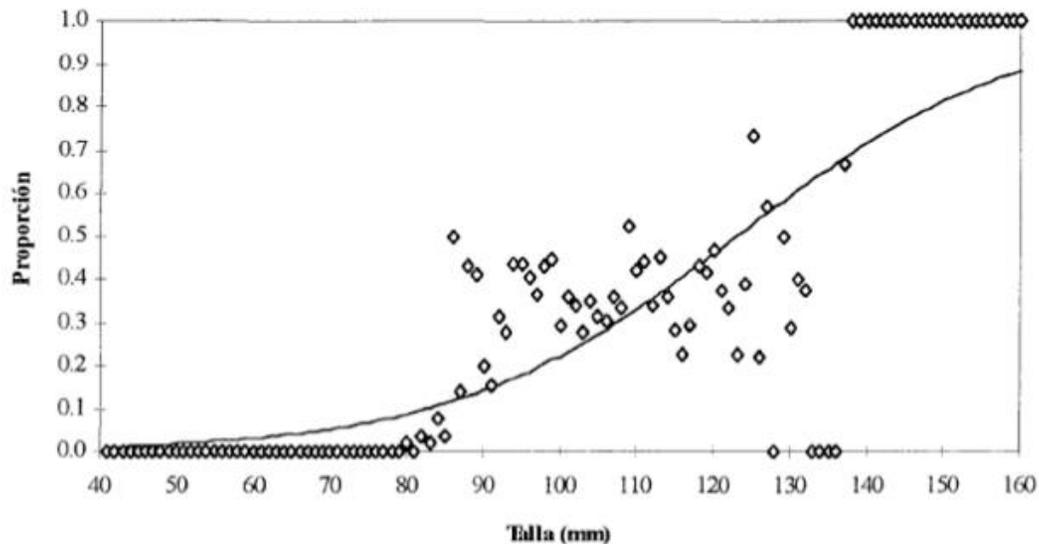


Figura 12. Ajuste del modelo logístico a la proporción de madurez en hembras de jaiba marmola (Pool *et al.*, 1998).

3.2 Centolla

Por su parte, la centolla (*Lithodes santolla*) es analizada desde una perspectiva regional, cubriendo los puertos más importantes de la región: a) Puerto Natales, b) Punta Arenas, c) Porvenir y d) Puerto Williams (**Figura 13**). El costo de realizar un análisis regional es el de enmascarar los efectos de agotamiento local, sin embargo, la ventaja que esto trae, es disponer de un diagnóstico general basado en la historia de los principales indicadores pesqueros, más aún considerando que se trata de la tercera aproximación mediante modelos estructurados a la talla para la determinación del estatus de ambos recursos.

En efecto, tanto en jaiba como en centolla se asume que existe cierto nivel de hiper-estabilidad en los indicadores de abundancia y las composiciones de tallas de las capturas, esto como consecuencia de la natural rotación de áreas que realiza la flota en búsqueda de mejores rendimientos. No obstante, esto, la idea de fondo es que mientras los indicadores globales de la pesquería muestren un buen desempeño, se puede suponer que los efectos de sobre-explotación locales han sido compensados con la recuperación de otras procedencias y como tal, que el recurso en términos generales se encuentra dentro de rangos que permiten su sustentabilidad.

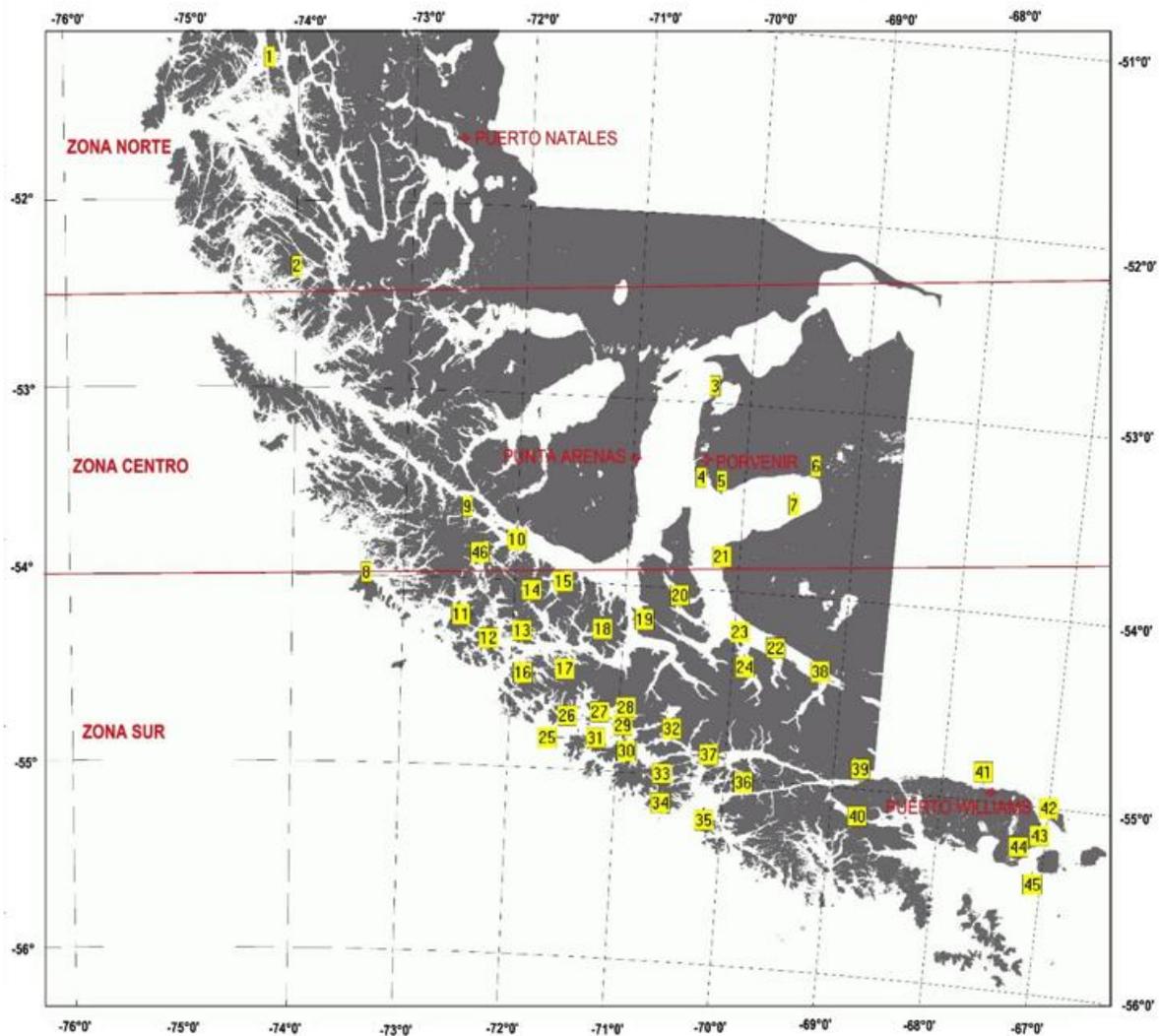


Figura 13. Distribución geográfica de caladeros visitados por embarcaciones con puerto base en Punta Arenas durante los meses de julio y noviembre de 2015. (Daza *et al.*, 2016).

▪ **Rendimientos de pesca / Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE)**

A través de la historia de su pesquería, este recurso ha sido extraído mediante tres diferentes sistemas de pesca: enmalle, buceo y trampas. De estos, actualmente el único arte permitido para la extacción de centolla es la trampa; sin embargo, es de conocimiento popular que hacia fines de la temporada, los pescadores utilizan redes de enmalle para atrapar a los individuos machos de tallas mayores que van migrando hacia las zonas más someras, aparentemente con motivos de reproducción; migración hacia sectores menos profundos que ya había sido postulada previamente por Geaghan (1973).



En la **Figura 14** se muestra la distribución de la CPUE (kg/trampa) para distintas zonas de pesca en campañas realizadas el 2002 y 2003, donde es posible apreciar que los valores medios de CPUE ocurren entre 0.5 y 3.6 kg/trampa (Guzmán *et al.*, 2004). Al revisar el monitoreo realizado por IFOP desde el año 2007 a la fecha, se observa que en la mayoría de los sectores monitoreados, el rendimiento comercial fue menor a 1 Kg por trampa. En general, se puede observar que los rendimientos tienden a ser levemente mayores en las zonas norte y sur de la región (**Figura 15**). Además, en cada año hacia fines de la temporada, se observa un incremento en el esfuerzo pesquero, cuyo objetivo es alcanzar capturas rentables para los usuarios de la pesquería (Daza *et al.*, 2014).

No obstante, los efectos locales de explotación que probablemente generan señales diferentes en los rendimientos de pesca, para fines de esta evaluación y sobre la base de una visión regional, se emplea como estimador de índice de abundancia, el promedio anual de los rendimientos de pesca generados por zona y mes para cada año, provenientes de un estimador de razón.

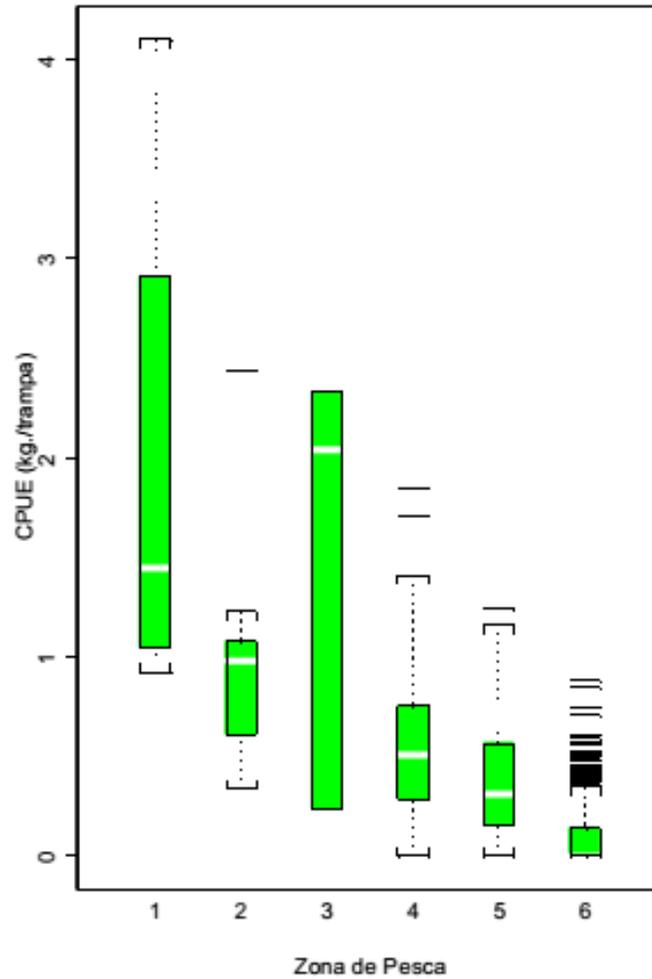


Figura 14. Captura por Unidad de Esfuerzo (kg/trampa) para cada zona de pesca durante las campañas realizadas en 2002 y 2003. 1: Canal Beagle; 2: Entre I. Evout e I. Lennox; 3: Frente a Pto. Toro y Cta. Piedra; 4: I. Nora, I. Carlos; 5: I. Parker, I. Manuel Rodriguez y 6: Seno Año Nuevo (Fuente: Guzmán *et al.*, 2004).

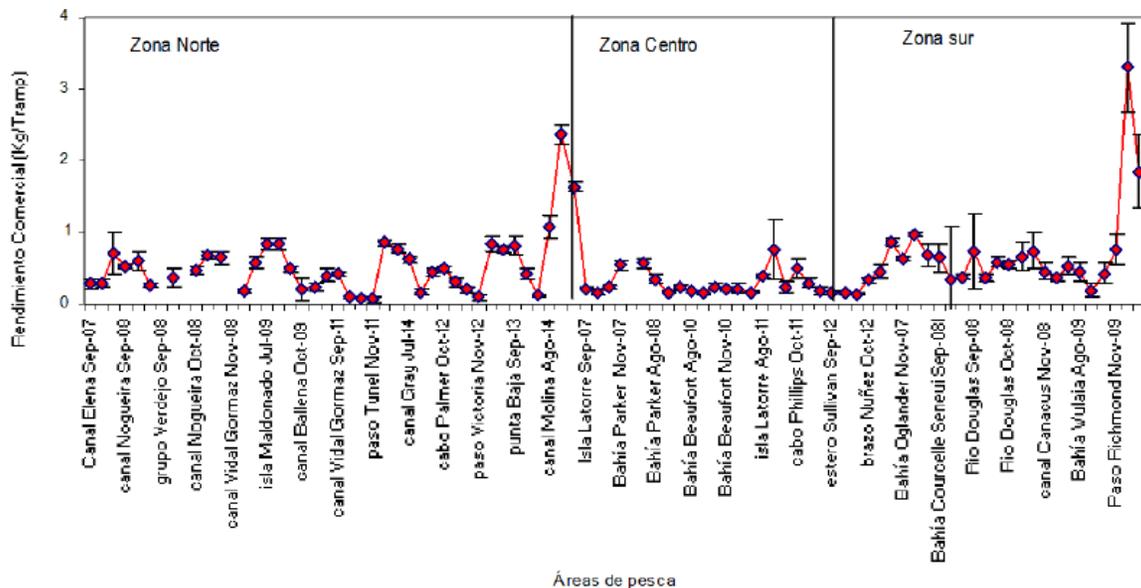


Figura 15. Rendimientos de pesca comercial en peso para centolla entre los años 2007-2014. (Rendimiento comercial en peso: Kg machos >120 mm LC/trampa) (Daza *et al.*, 2015).

▪ **Composiciones de Tallas de los Desembarques**

Considerando las estructuras de tallas promedio de los desembarques entre 1979 y 1996, se destaca que entre los años 1982 y 1986, la talla promedio disminuyó de 132 a 122 mm respectivamente, para luego presentar hasta 1994, una sostenida variación en torno a los 125 mm de LC. En el año 1996 la centolla alcanza una talla promedio alrededor de los 133 mm LC (**Figura 16**). Durante el desarrollo del proyecto FIP 2002-15 (Guzmán *et al.*, 2004), los autores no encontraron grandes variaciones en las estructuras de tallas entre meses para un mismo puerto, no obstante el gran número de procedencias registradas. En terminos anuales, Porvenir registró la menor cantidad de ejemplares bajo TML, seguido de Puerto Natales y Punta Arenas, mientras que en Puerto Williams, es donde se encontró la mayor cantidad de ejemplares bajo TML (**Figura 17**).

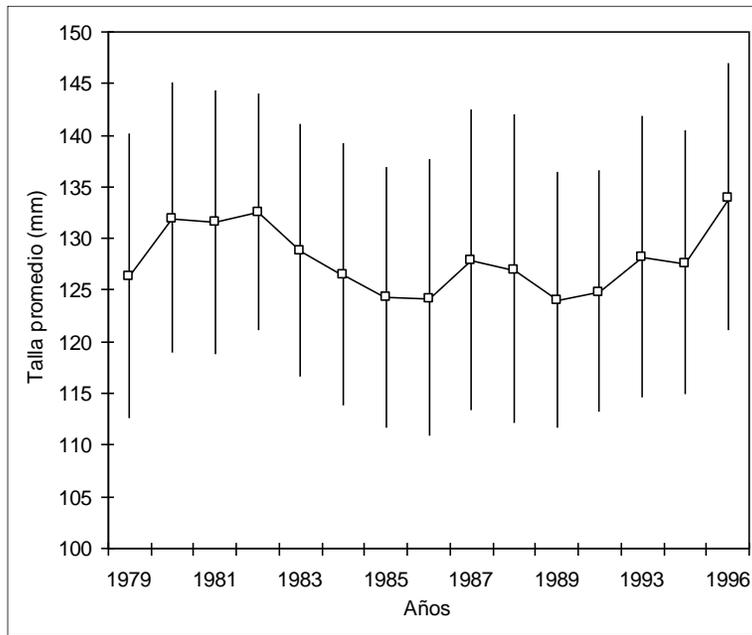


Figura 16. Evolución de la talla promedio de los desembarques de centolla entre 1979 y 1996 (Canales *et al.*, 1997).

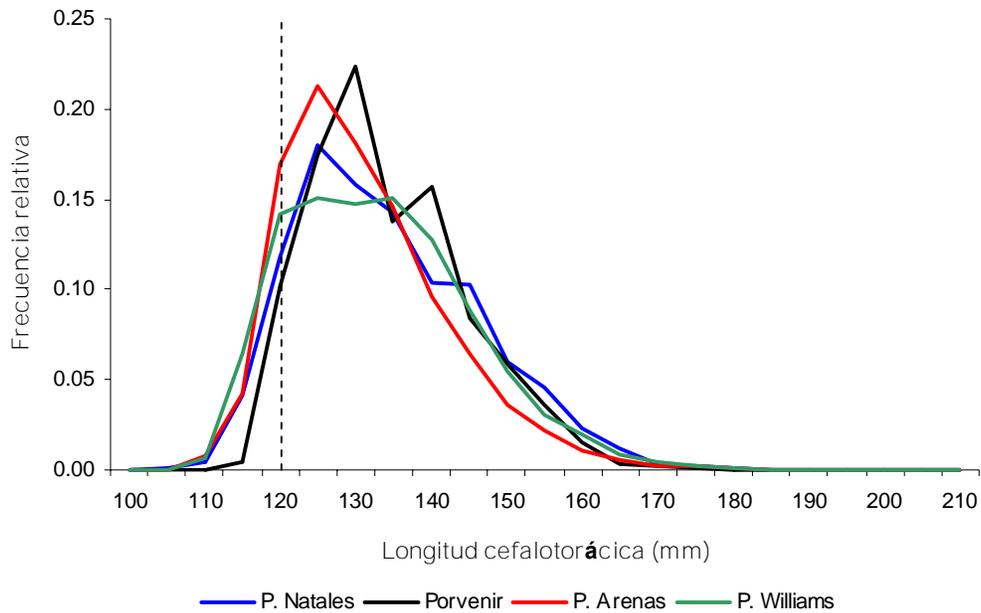


Figura 17. Estructuras de tallas de los desembarques anuales de centolla por puerto 2003. En línea discontinua se señala la TML (Guzmán *et al.*, 2004).



Para los puertos de desembarque de Punta Arenas y Puerto Williams, la distribuci3n de tallas de los ejemplares desembarcados no ha presentado mayores fluctuaciones desde el a1o 2007 hasta el presente. Por otro lado, para Porvenir y Puerto Natales se ha observado una tendencia al aumento en la talla media desembarcada a trav3s del tiempo, alcanzando incluso los 135 mm de LC para este 1ltimo (**Figura 18**). El detalle de las estructuras de tallas mensuales para el 1ltimo a1o es posible observarlo en la **Figura 19**, donde se observa que el mayor aumento en las tallas desembarcadas ocurre hacia fines de temporada.

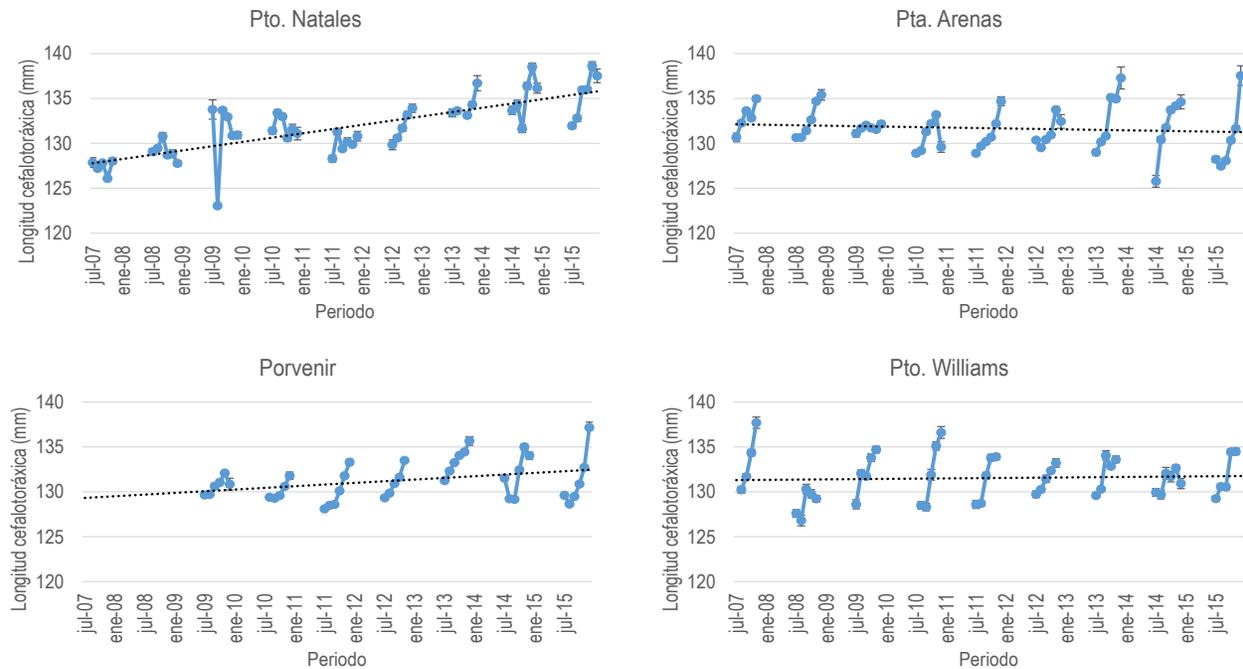


Figura 18. Estructuras de tallas de los desembarques de centolla en la regi3n de Magallanes entre los a1os 2007 y 2015. (Daza *et al.*, 2016)

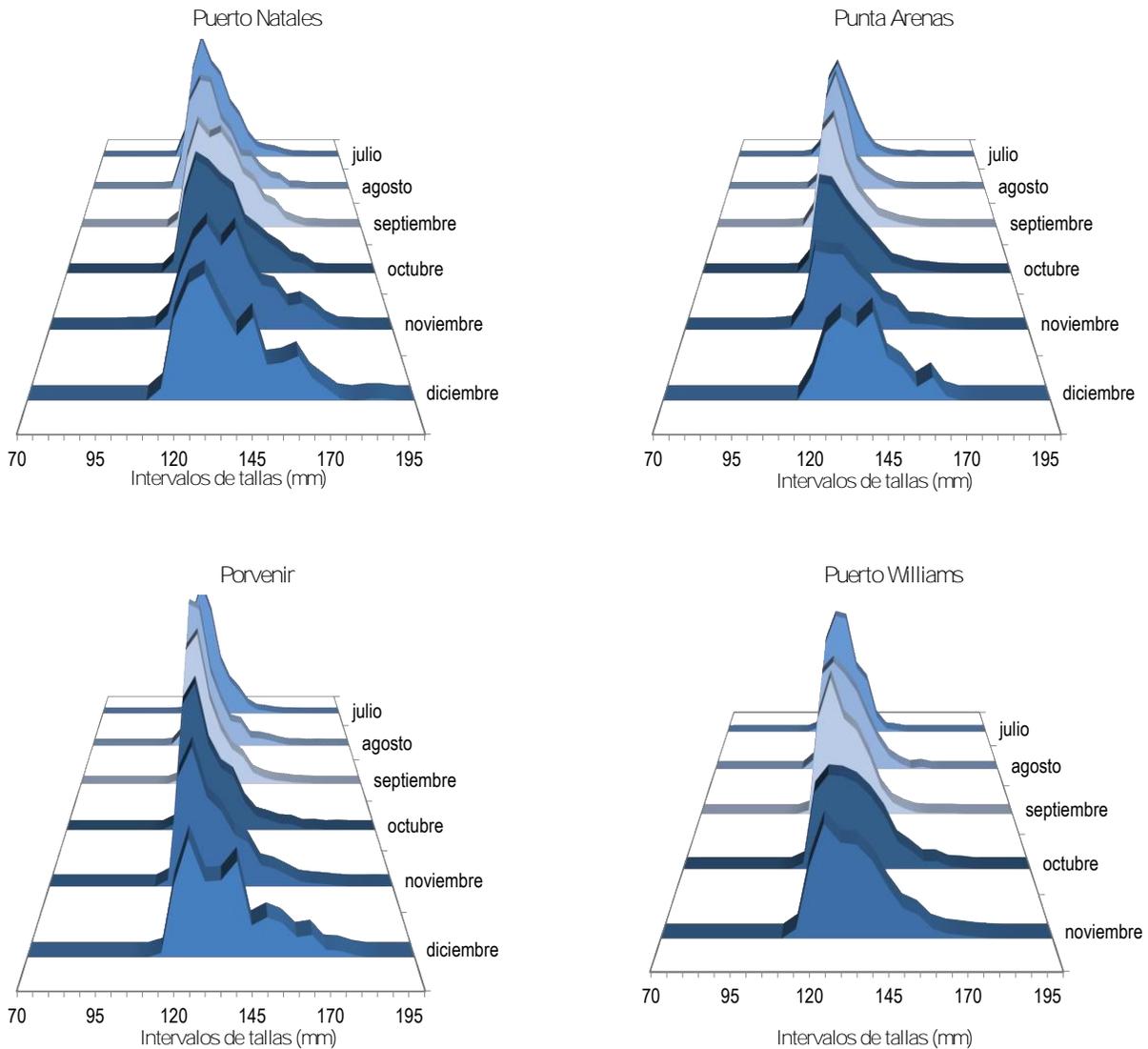


Figura 19. Estructuras de tallas de los desembarques mensuales de centolla para los 4 puertos de desembarque, entre julio y diciembre de 2014. (Daza *et al.*, 2016)

▪ **Composición de Tallas de las Capturas**

Guzmán *et al.* (2004) encontraron que los ejemplares machos de mayor talla se encontraban en el área del Canal Beagle (147 ± 1.08 mm), mientras que el sector de Seno Año Nuevo presentaba los ejemplares de menor talla promedio (107 ± 0.46 mm). De esta misma forma, el porcentaje de individuos con talla menor a la TML correspondía a un 85% en el sector de Seno Año Nuevo y de tan sólo un 24% para la zona del Canal Beagle (**Figura 20**). Desde el año 2007 a la fecha, las estructuras



de tallas y en particular las tallas medias de las capturas de machos y hembras han presentado variaciones importantes. La **Figura 21** muestra que entre el año 2007 y el 2010 estas estructuras de tallas presentaron una tendencia decreciente, aumentando a partir del año 2011 hasta el 2013, para volver a disminuir nuevamente en 2014.

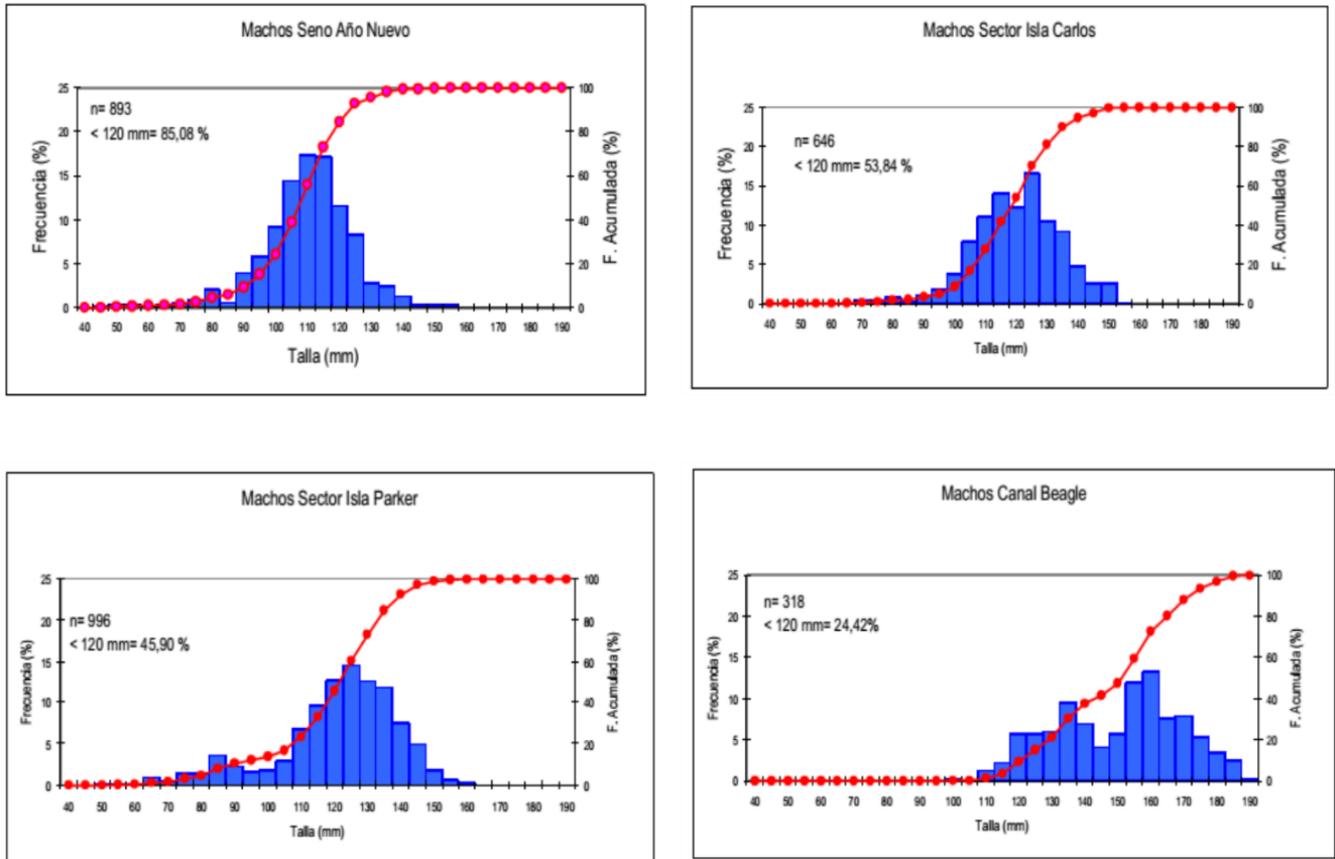


Figura 20. Composición por tallas de centolla para distintas campañas de pesca realizadas bajo el marco del proyecto FIP 2002-15 (Guzmán *et al.*, 2004).

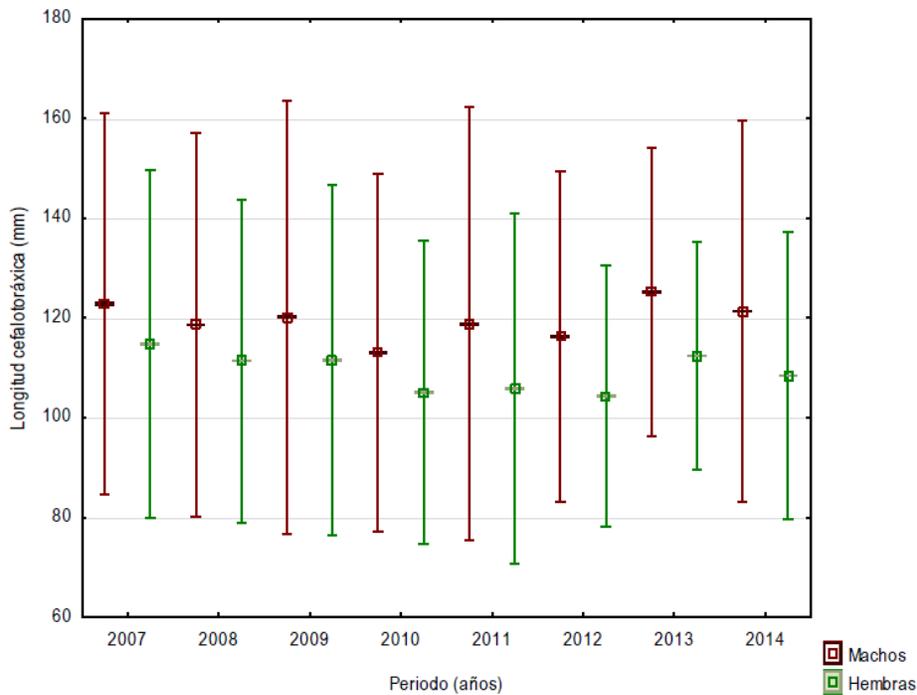


Figura 21. Tallas medias de ejemplares machos y hembras de centolla capturados en la región de Magallanes y Antártica Chilena entre los periodos 2007 y 2014. (Daza *et al.*, 2014).

▪ Relación Longitud-Peso

Al igual que en jaiba, la relación longitud-peso en centolla, proviene del muestreo biológico realizado por IFOP. Las estimaciones son clasificadas por puerto, mes y año. En la **Figura 22, 23, 24 y 25** se presenta la relación longitud-peso para cada una de las principales zonas de desembarque: Puerto Natales, Punta Arenas, Porvenir y Puerto Williams respectivamente.

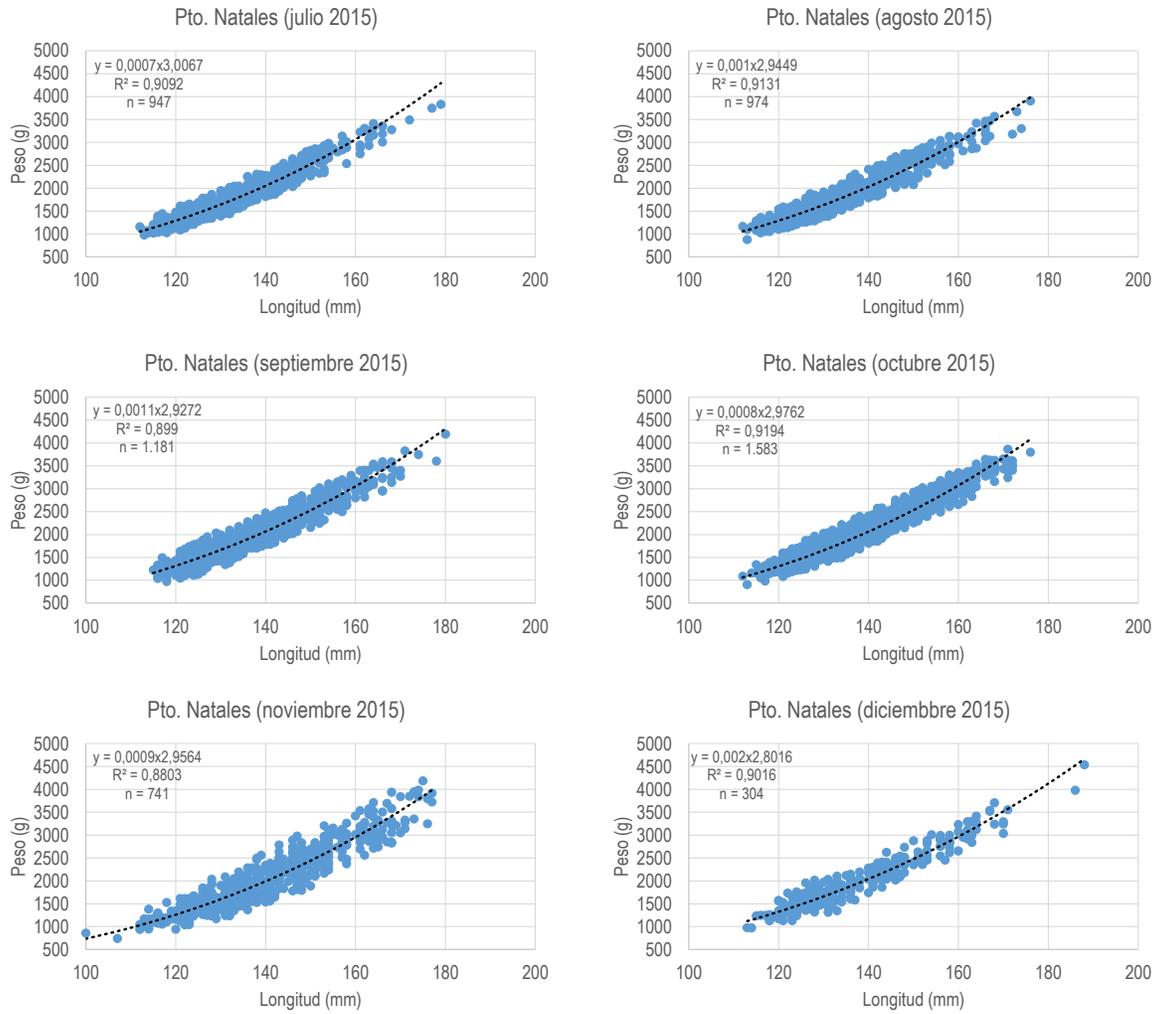


Figura 22. Relaci3n longitud-peso para ejemplares de centolla desembarcados en Puerto Natales entre julio y diciembre de 2015 (Daza *et al.*, 2016).

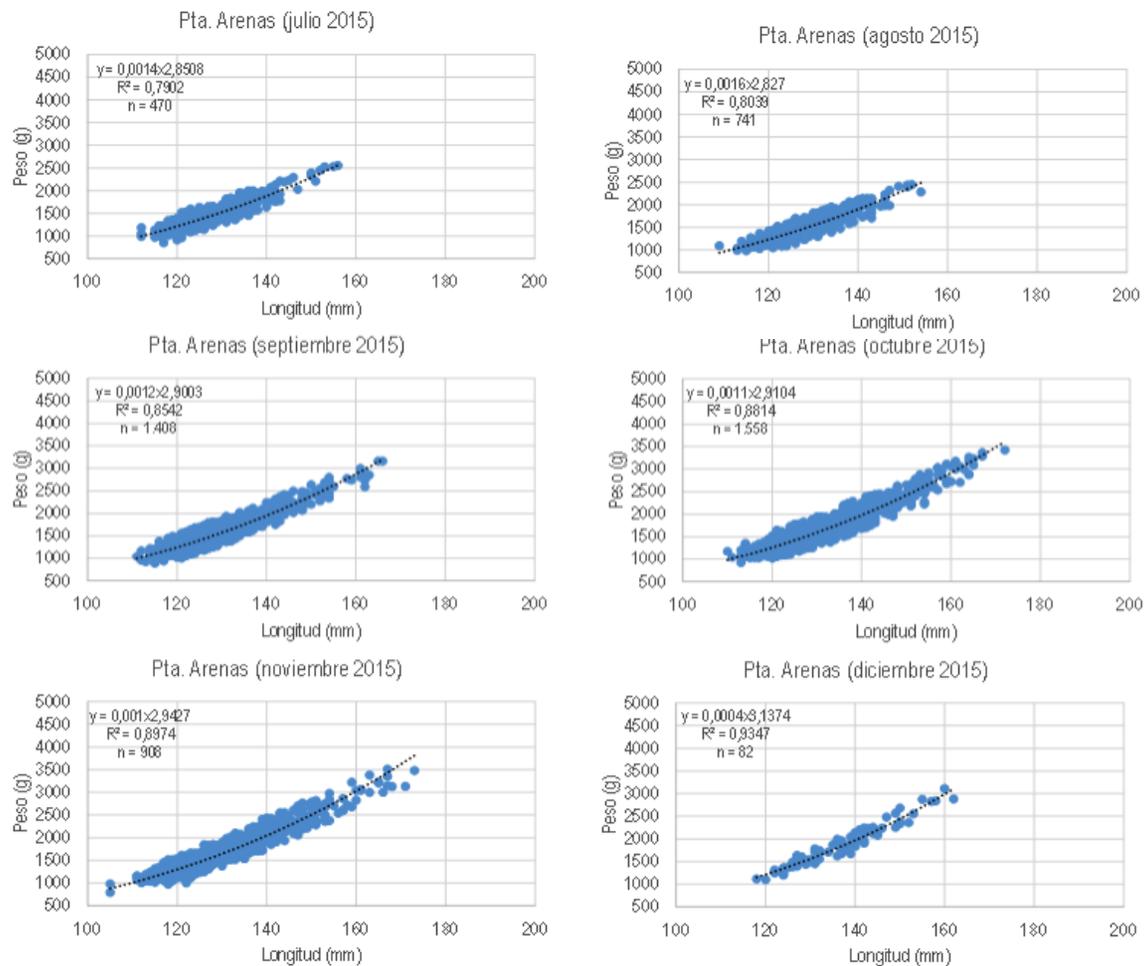


Figura 23. Relaci3n longitud-peso para ejemplares de centolla desembarcados en Punta Arenas entre julio y diciembre de 2015 (Daza *et al.*, 2016).

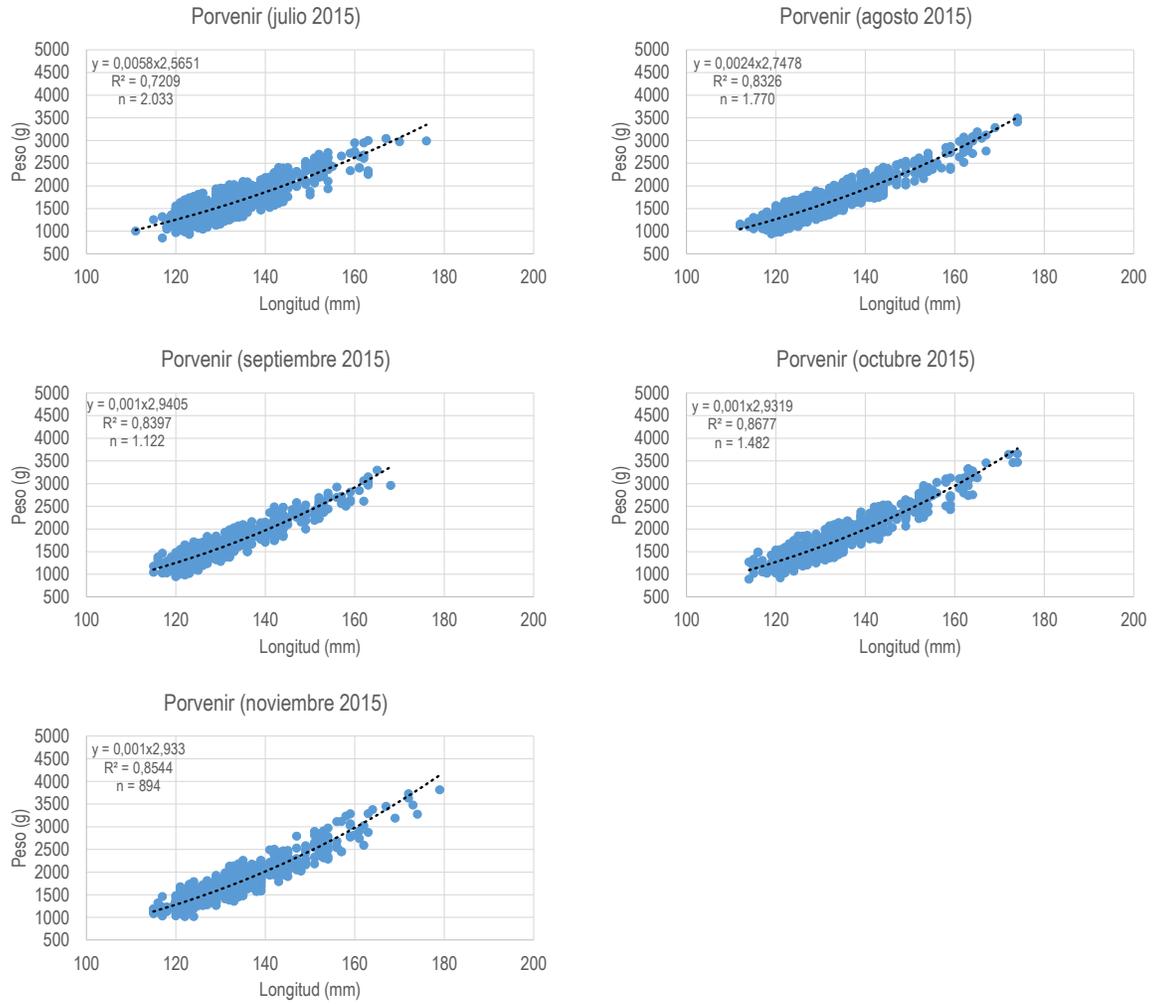


Figura 24. Relaci3n longitud-peso para ejemplares de centolla desembarcados en Porvenir entre julio y diciembre de 2015 (Daza *et al.*, 2016).

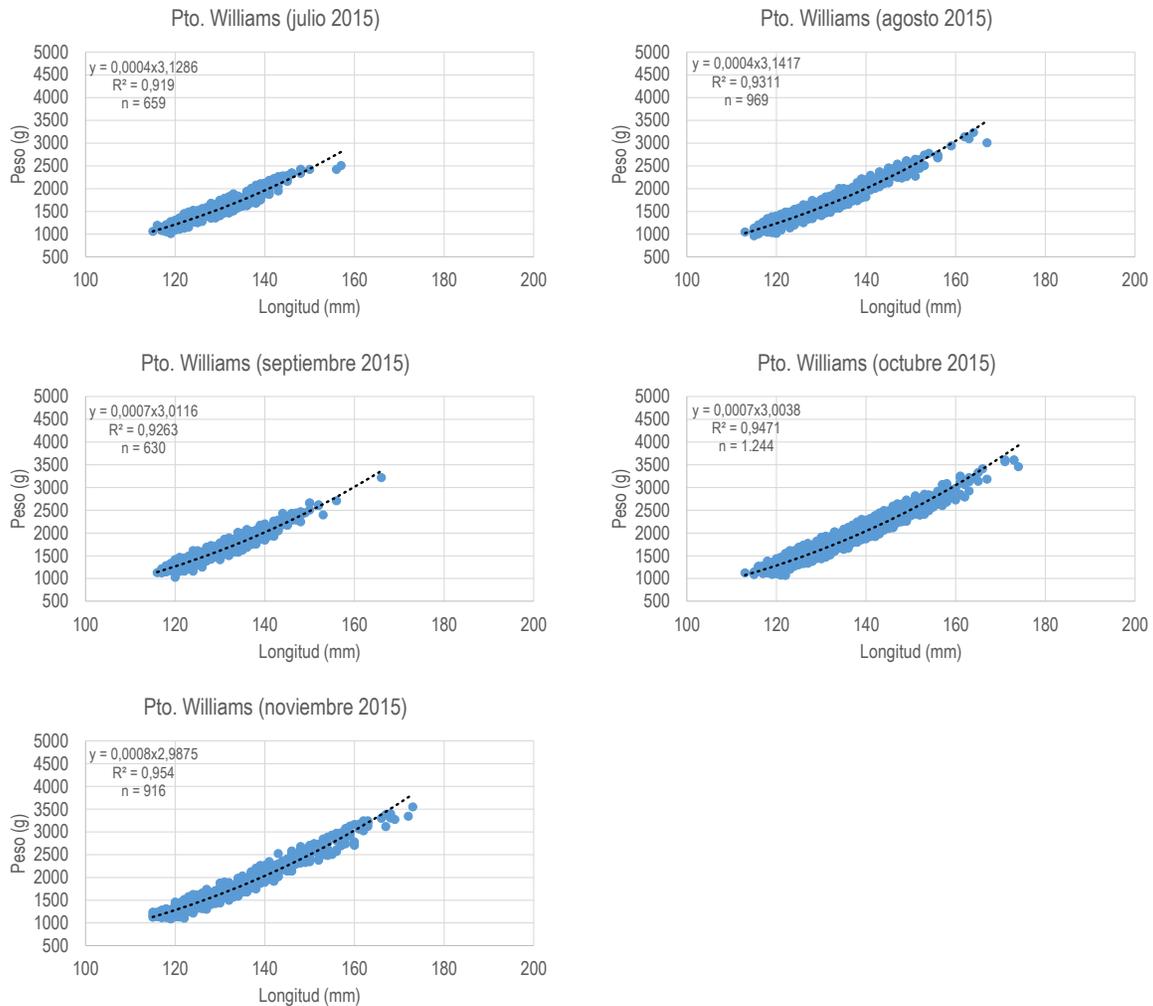


Figura 25. Relación longitud-peso para ejemplares de centolla desembarcados en Puerto Williams entre julio y diciembre de 2015 (Daza *et al.*, 2016).

▪ **Crecimiento y Mortalidad Natural**

El estado de pre-muda comienza a observarse durante la segunda quincena de noviembre y principios de diciembre. Las hembras, además de crecer aproximadamente la mitad que los machos, experimentan un crecimiento constante en tallas mayores a 85 mm, talla a la cual la mayoría de las hembras ya ha alcanzado la madurez sexual, sin embargo, hasta los 80 mm de LC el crecimiento en hembras es muy rápido (Geaghan, 1973). La frecuencia de muda disminuye con la edad, ocurriendo entre 6 y 7 veces durante su primer año de vida, entre 4 y 5 veces durante el segundo y 3 veces durante el tercero. A partir del cuarto año, las hembras mudan anualmente debido a que comienzan a



derivar energa en el desarrollo gonadal (Vinuesa *et al.*, 1990; Vinuesa *et al.*, 1991). El crecimiento por muda en machos serfa entre 10 y 12 mm. (Lovrich, 1997).

En el caso de centolla, los parámetros de crecimiento han sido estudiados previamente por Canales *et al.* (1997) mediante la identificaci3n de grupos modales por sexo ajustando el modelo de von Bertalanffy. Sus resultados son presentados en la **Tabla 5**.

Tabla 5.
Parámetros de crecimiento de centolla extraídos desde literatura (Canales *et al.*, 1997).

Parámetro	Machos	Hembras
L_{∞} (mm)	175.4	167.3
K (año ⁻¹)	0.215	0.214
t_0 (años)	0.255	-0.598

Del mismo modo que en jaiba, de acuerdo a recomendaciones de evaluaciones externas anteriores, se realiz3 un trabajo en el ańo 2015 para actualizar los parámetros de crecimiento y la mortalidad natural de este recurso. Los detalles pueden ser revisados en Yañez *et al.* (2015) y los resultados generales en la secci3n de Anexos. La **Tabla 6** presenta los valores de los parámetros de crecimiento separados por sexo y zona geográfica.

Tabla 6.
Parámetros de crecimiento finales estimados en centolla por sexos y zonas.

Grupo	Longitud asint3tica			Tasa de crecimiento		
	L_{∞}	Lím. Inf.	Lím. Sup.	k	Lím. Inf.	Lím. Sup.
Machos	178,094	169,82	186,37	0,137	0,12	0,15
Hembras	158,950	153,43	164,47	0,160	0,15	0,17
Sexos combinados	167,834	164,73	170,94	0,150	0,14	0,16
Zona norte	166,737	163,71	169,77	0,168	0,16	0,18
Zona centro	170,515	163,38	177,65	0,174	0,16	0,19
Zona sur	173,637	167,43	179,84	0,182	0,17	0,20



En tanto, la mortalidad natural (M) también fue actualizada en Yáñez et al. (2015). Los resultados finales correspondientes al promedio ponderado por el inverso de la varianza del estimador, de cada modelo utilizado en la estimación, se presenta en la **Tabla 7**, para machos, hembras y las zonas norte, centro y sur. El valor de M utilizado en la evaluación de stock corresponde a 0.38 año^{-1} (ambos sexos, Canales *et al.*, 1997). Sin embargo, los resultados de esta estimación fueron considerados en la generación de un escenario alternativo para observar el impacto de estas estimaciones sobre el estatus del recurso. Otros resultados y detalles de estas estimaciones son encontradas en sección **Anexo 2**.

Tabla 7.
Estimación de mortalidad natural ponderada por el inverso de la varianza de cada modelo.

	Machos	Hembras	Zona norte	Zona centro	Zona sur	Total
M	0.19	0.23	0.23	0.24	0.25	0.21

▪ **Aspectos reproductivos**

El ciclo reproductivo comienza a inicios de la primavera con el apareamiento entre un macho con el exoesqueleto endurecido y una hembra a punto de mudar o recién mudada. La embriogénesis dura aproximadamente 10 meses, por lo que las hembras de centolla producen huevos una vez al año. Según varios autores, el desove ocurre principalmente entre septiembre y octubre (Boschi *et al.*, 1984; Vinuesa, 1984; Lovrich, 1997). Mientras que Geaghan (1973), postula que el proceso de liberación de larvas estaría concluyendo generalmente hacia fines de octubre, para dar paso al período de muda de la población de hembras a comienzos de diciembre.

En cuanto a la madurez sexual en centolla, como se mencionó anteriormente, las hembras alcanzarían su madurez a los 85 mm de LC, mientras que los machos alcanzarían la madurez morfológica y probablemente funcional a los 93 mm de LC (**Figura 26**), lo que correspondería a su quinto o sexto año de vida (Lovrich, 1997). Por otra parte, Stuardo & Solís (1963), calcularon que los machos alcanzan su madurez sexual entre los 95 y 100 mm de LC.

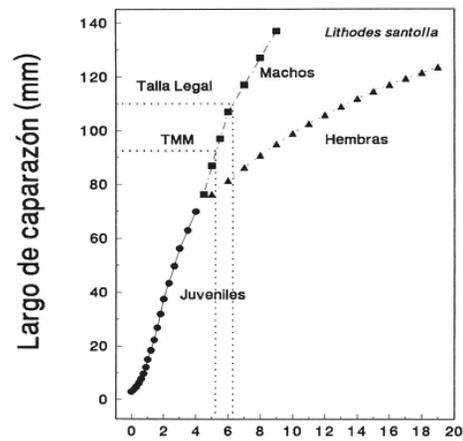


Figura 26. Modelo de crecimiento de centolla indicando la talla m3nima legal y la talla de madurez morfol3gica (92.6 mm) con respecto a la edad seg3n Lovrich (1997).



4 METODOLOGÍA DE TRABAJO

4.1 Objetivo específico 1

Implementar procedimientos de evaluación de stock basados en protocolos científicos para la determinación del estatus de Centolla y Jaiba con arreglo al nivel de conocimiento, información e incertidumbre correspondiente, conforme a los estándares actuales en ciencia pesquera.

Las fuentes de información correspondieron a datos recopilados en el marco del programa anual de los proyectos “Seguimiento de las Pesquerías Bentónicas” (2000-2010) y “Seguimiento Pesquerías Crustáceos Bentónicas”, que desde del año 2011 comenzaron a recopilar antecedentes en la zona estudiada, ambos desarrollados por IFOP. Complementariamente se dispuso de información recopilada en proyectos financiados por el Fondo de Investigación Pesquera y Acuicultura (FIPA).

4.1.1 Sobre la aproximación modelo-basada a emplear

La metodología para la implementación de un procedimiento de evaluación de stock en estos recursos está muy supeditada al estándar de calidad de datos, conforme a los niveles de conocimiento, información y calidad de los mismos disponibles para esos fines. En el campo de la evaluación de stock, distinguimos esencialmente dos aproximaciones: **diseño-basada** y **modelo-basada**. La primera está ligada a un diseño de muestreo, mientras que la segunda está ligada al modelamiento de los datos disponibles y la inferencia sobre las variables poblacionales. En este proyecto, por tratarse de una evaluación de stock indirecta, la aproximación a utilizar será modelo-basada.

Dependiendo del estándar de calidad y tipo de información, el enfoque de evaluación de stock puede variar significativamente y con ello la calidad de los resultados. Se distinguen tres grupos de calidad de datos, comúnmente referidos a la cualidad que estos poseen para estimar variables poblacionales y Puntos Biológicos de Referencia. En el National Marine Fisheries Service (NFMS, NOAA) de los E.E.U.U., el procedimiento 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 sostenible (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 sostenible 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 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 sostenible, de la abundancia del stock, de los parámetros de vida ni de los parámetros de la pesquería. La evaluación es mínima y la incertidumbre se aproxima sólo cualitativamente. No se pueden realizar cálculos de rendimiento por recluta o biomasa desovante por recluta. Este caso 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 un stock con data rica.

Se presume que dado el tipo de información y del conocimiento sobre los parámetros biológicos de los recursos jaiba y centolla actualmente disponibles, es posible al menos clasificarlas en **Estándar medio**, puesto que se conoce un índice de abundancia para ambos recursos (dependiente de la pesquería), se cuenta con muestreos de estructuras de tallas y estimaciones de desembarques oficiales. Con esto es posible sugerir **modelos de evaluación analíticos (edad o talla estructurados)** que permitan disponer de estimaciones poblacionales, y una aproximación al estado de situación del recurso. Tanto la biomasa como la mortalidad por pesca asociadas al Rendimiento Máximo Sostenible (B_{RMS} y F_{RMS}) son difíciles de estimar dado que la relación stock-recluta en estos recursos es incierta. Sin perjuicio de esto y considerando, por ejemplo, los proxis empleados por Zhang & Dunham (2013), una reducción del 45%-48% en la biomasa virginal parecen ser adecuados como objetivo de conservación. En este sentido, Siddeek (2003) determina en el King Crab de Alaska, que la reducción de stock apropiada para lograr el RMS era dependiente de la proporción sexual, así cuando se encontraba una relación 3:1 entre machos y hembras de King Crab, la proporción de la biomasa virginal óptima estaba en el rango 40-55%. Este tipo de consideraciones deben ser tomadas en cuenta a la hora de establecer el estado de los recursos.

La nueva Ley de Pesca exige el uso de F_{RMS} , B_{RMS} y un B_{LIM} asociado como los principales puntos de referencia para el manejo pesquero. A pesar que tanto jaiba como centolla pueden ser evaluados mediante modelos estructurados, la calidad de la información y la complejidad para determinar una relación stock-recluta en estos recursos, no permiten utilizar los PBRs asociados al Rendimiento Máximo Sostenible de manera directa, por lo que se sugiere utilizar PBRs proxis como primero aproximación, clasificando a estos recursos dentro del **Tier 1b** (Payá *et al.*, 2014).



4.1.2 Modelo de Evaluación de Stock

La evaluación de stock integrada en jaiba y centolla es incipiente, no obstante se han desarrollado algunas aproximaciones al análisis cuantitativo, destacando los trabajos de Pool & Canales (1996), Canales *et al.* (1997), Yáñez *et al.* (1997), Pool *et al.* (1998), Canales *et al.* (1999) y Olguín *et al.* (2006), los que en su mayoría se han basado en modelos talla-estructurado bajo condiciones de equilibrio de largo plazo.

Modelos con dinámica en tallas han sido implementados para describir la información en las pesquerías de langostinos en Chile (Canales *et al.*, 2000), como algunas centollas en Alaska (*Paralithodes camtschaticus*; Red King Crab) (Zheng & Siddek, 2013). Por su parte, Punt *et al.* (2013) concluyen que actualmente se les otorga preferencia a los métodos estructurados a la talla, debido a que estos pueden utilizar de manera completa los datos de composición por tallas, son capaces de integrar múltiples fuentes de datos y producen respuestas necesarias para propósitos de manejo pesquero. Punt *et al.* (2013) mencionan además que, como ventaja principal de los modelos basados en tallas sobre los modelos basados en edad, todos los procesos pueden ser talla-basados y estos procesos pueden modificar la distribución talla a la edad no modelada.

La imposibilidad de precisar *a priori* el número de grupos de edad limita, por una parte, el uso de modelos con dinámica en edades y observaciones en tallas; no obstante, existe una aparente contradicción pues de todos modos se debe lidiar con supuestos relativos al crecimiento y tasa de mortalidad natural. Por lo tanto, cuando la identificación de la edad es de difícil e incierto tratamiento, un enfoque de modelamiento talla-estructurado puede ser el más adecuado, donde tanto la dinámica poblacional como las observaciones están basadas en tallas. Este tipo de modelos ha sido la base para procedimientos de evaluación de manejo (Butterworth, 2007) en pesquerías de langostas de Nueva Zelanda, Sudafrica y Australia (e.g. Starr *et al.*, 1997; Johnston & Butterworth, 2005; Punt *et al.*, 2012).

El modelo empleado en este trabajo se basa en algunos conceptos fundamentales del ciclo vital de los crustáceos y se destacan entre otros dos procesos secuenciales: muda y crecimiento. Con respecto a esto, se mencionan las características principales del modelo:

- No todos los individuos tienen la misma probabilidad de mudar y si lo hacen, no todos tienen la misma probabilidad de alcanzar una talla en particular.
- El crecimiento es estocástico e instantáneo después de la muda, y para estos fines se supuso que los individuos mudan a fin de año. Es estocástico, pues existe una distribución de tallas posibles que cada individuo puede lograr después de mudar, esto es, alcanzan distintas longitudes pudiendo incluso permanecer en su misma talla (o no mudar) conforme se aproximan a la longitud asintótica.



- La probabilidad de mudar disminuye conforme la talla se aproxima a la longitud asintótica o luego de alcanzada la completa madurez. Para efectos prácticos se supuso que esta probabilidad sigue una función logística inversa.
- El reclutamiento ocurre sobre un rango de tallas siguiendo una distribución de probabilidad conocida. A menudo se asume normalidad por simpleza.

Canales *et al.* (2000) describen el proceso completo que resulta similar al propuesto por Zheng *et al.* (1995a), Zheng *et al.* (1995b) y Zheng & Kruse (2002), cuyo detalle se ilustra en la **Figura 27**. La secuencia indica que durante el año los individuos están sujetos a mortalidad (por pesca y natural) y al término del período, aquellos individuos que mudan crecen, mientras que el restante segmento conserva su tamaño. Luego de esto, el reclutamiento se suma a la población cubriendo solo un segmento de longitudes, comenzando un nuevo ciclo.

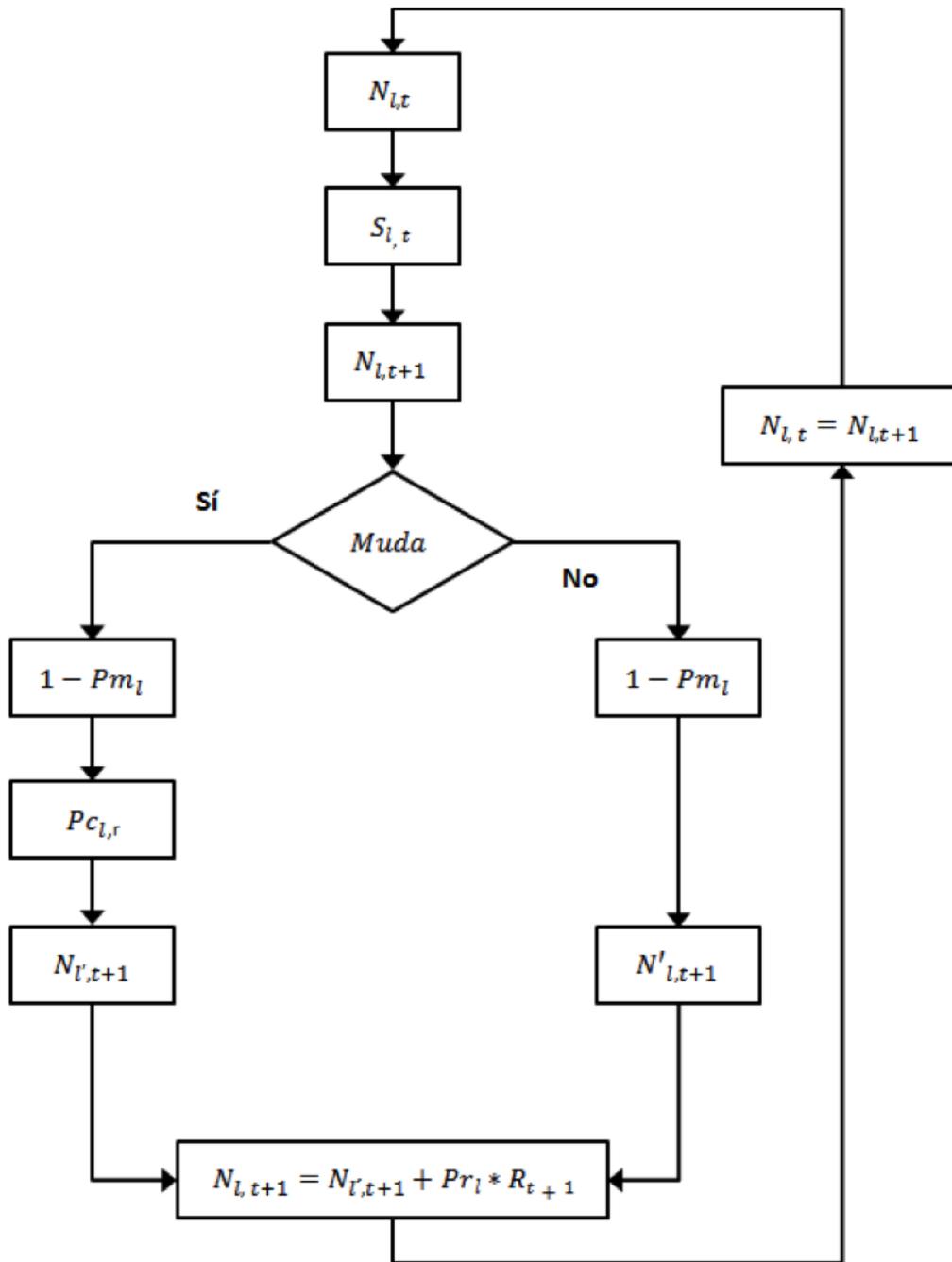


Figura 27. Diagrama de flujo de la dinámica de sobrevivencia y crecimiento en crustáceos propuesto por Canales *et al.* (2000). $N_{l,t}$ es la abundancia a la talla l en el tiempo t , S es la sobrevivencia, Pm_l la probabilidad de mudar y Pc la probabilidad de crecer, R es el reclutamiento y Pr_l la probabilidad que la talla l tiene de reclutar.



4.1.3 Estimación del Crecimiento Modelo-basado

Siguiendo las sugerencias entregadas por la evaluación externa realizada al proyecto, los valores de los parámetros de crecimiento utilizados en la evaluación, fueron estimados durante el proceso de optimización de este, evitando el uso de parámetros estimados por fuera del modelo y que podrían, eventualmente, estar asociados a una alta incertidumbre en su estimación.

La metodología empleada en esta evaluación consistió en agregar los parámetros de L_{∞} y K durante el proceso de construcción de la matriz de transición, en donde el modelo evalúa que tan rápido crecen los individuos y si tienen la capacidad de saltar desde una talla a otra en cierto período de su vida, donde el modelo de evaluación los incorpora en una de las fases de estimación junto a otros parámetros como la talla de reclutamiento y la talla de primera captura. Este proceso es similar a lo que realiza la rutina ELEFAN del paquete FiSAT, intentando estimar los parámetros de crecimiento desde las estructuras de tallas que están incluidas como datos en el modelo, sin embargo, al realizarlo dentro del modelo, se están incorporando además la variabilidad de la captura, de la mortalidad por pesca y el reclutamiento.

Se utilizan como valores de entrada en esta estimación los valores medios entre machos y hembras de parámetros estimados por Pool & Canales (1996) en el caso de jaiba y en el caso de centolla los valores utilizados corresponden a Canales *et al.* (1997). Dado análisis previos, se determinó obviar la correlación implícita existente entre estos parámetros, por lo que la estimación para cada parámetro fue acotada a un rango, el cual es presentado en la **Tabla 8**.

Tabla 8.

Valores medios y límites ingresados como valores iniciales en el modelo para la estimación de los parámetros de crecimiento de centolla y jaiba.

Parámetro	Especie	Valor medio	Límite inferior	Límite superior
L_{∞}	Jaiba	175.4	150	190
K	Jaiba	0.215	0.13	0.23
L_{∞}	Centolla	171.35	140	190
K	Centolla	0.4215	0.2	0.54

4.1.4 Rendimientos de pesca

La información proviene de los “Registros Diarios de los Desembarques (RDD)”, recopilados por observadores del Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) en el puerto de desembarque de Ancud en el



caso de jaiba y desde los “Registros Diarios de los Desembarques (RDD)” en la XII Región y la información de “Muestreo Biológico de Embarques” en el caso de centolla.

En jaiba, durante las encuestas realizadas a los capitanes y tripulantes de las embarcaciones, se registró el nombre y matrícula de la embarcación, fechas de zarpe y recalada, volumen, número de trampas por embarcación y procedencia de las capturas, lo que permitió generar el volumen desembarcado por puerto de desembarque y el esfuerzo asociado, de tal forma de estimar la captura por unidad de esfuerzo a nivel mensual y anual. El rendimiento nominal (kg/Nº de trampas) fue obtenido utilizando un estimador de razón (Thompson, 1992) de la forma:

$$\hat{R}_h = \frac{\sum_{i=1}^{n_h} C_{hi}}{\sum_{i=1}^{n_h} E_{hi}} \quad (1)$$

Donde C_{hi} corresponde a la captura (desembarque) en kilos de cada viaje de pesca, E_{hi} es el esfuerzo de pesca medido en número de trampas por viaje, h representa el estrato (año), i el viaje y n el número total de viajes.

Para centolla, durante los muestreos se registró el nombre y matrícula de la embarcación, fechas de zarpe y recalada, número de líneas caladas, número de trampas caladas por línea, la carnada, el área de lance y el número de centollas por trampa; lo que permitió generar como índice de abundancia el número de centollas por trampa por cada línea (centollas/trampa). De esta forma se estimó la captura por unidad de esfuerzo a nivel mensual y anual. El rendimiento nominal (centollas/trampa) fue obtenido utilizando la misma ecuación presentada más arriba.

4.1.5 Implementación del modelo de evaluación

Para cada recurso sometido a evaluación y con su Estándar Metodológico de Evaluación (EME) previamente definido, se estructuró un protocolo de trabajo que definió lo siguiente:

- i. Los datos requeridos y sus fuentes, indicando la calidad y confiabilidad de cada conjunto de datos empleados. Se conferirá atención especial al tratamiento de la información de entrada, como por ejemplo, las remociones totales del recurso y sus factores de error.
- ii. Los índices de abundancia a emplear y los métodos y procedimientos empleados para su obtención.
- iii. Los métodos y procedimientos de estandarización aplicados en el caso que corresponda.
- iv. Los procedimientos y protocolos metodológicos aplicables previamente a la evaluación, tales como la estimación de parámetros vitales (e.g. B_0 , R_0 , h , etc.), la determinación de ponderadores y/o coeficientes, distribuciones de error (e.g. priors), entre otras.



- v. Los modelos empleados (de las observaciones, de los protocolos, verosimilitudes, etc.), su estructura formal y c3digos, entre otros.
- vi. La presentaci3n de los resultados de la evaluaci3n (tablas, gr3ficos, etc.) estandarizados, al menos entre grupos de pesquerías, de los indicadores principales de abundancia y mortalidad, así como informaci3n complementaria (estructuras, indicadores, etc.), presentando los ajustes de (los) modelo(s) a las correspondientes observaciones o distribuciones de los datos (prior vs posteriores), cuando corresponda.
- vii. En los casos en que la evaluaci3n sea modelo-basada y estructurada, los algoritmos de estimaci3n se deber3n implementar en ADMB, utilizando una nomenclatura est3ndar y la documentaci3n de control de cambio para facilitar la trazabilidad en las modificaciones que sean implementadas.



4.2 Objetivo específico 2

Determinar las variables poblacionales de los principales recursos pesqueros del país conforme al marco legal vigente y estimar el valor de los Puntos Biológicos de Referencia, determinados por los Comités Científico y Técnico (CCT) respectivos, bajo condiciones de incertidumbre estructural y de estimación empleando el mejor conocimiento e información disponible a la fecha de ejecución del estudio.

Las variables relevantes tales como biomasa desovante (o adulta), reclutamientos y mortalidad por pesca entre otras a definir se estimaron en el proceso de evaluación de stock definido en el Objetivo 1. En este mismo proceso se estimaron las bandas de incertidumbre para las variables de estado relevantes que definen el diagrama de fases sobre el estatus de los recursos que se explica a continuación.

Dado que no existe actualmente la conformación de un Comité Científico Técnico (CCT) que involucre a los recursos Jaiba y Centolla, el establecimiento del estatus de estos recursos será realizado conforme al estándar adoptado por los CCT de crustáceos demersales. Del mismo modo, y dado que la estimación de los PBR especie-específicos para Centolla y para Jaiba no alcanzó a ser incluida dentro del Proyecto “Revisión de los puntos biológicos de referencia (Rendimiento Máximo Sostenible) en las pesquerías nacionales” ejecutado entre los años 2013 y 2015, se utilizará como marco de referencia la estimación realizada para crustáceos demersales (langostinos y camarón nailon), esto a objeto de situar los indicadores de estado y flujo del stock analizado. Estos indicadores son:

- i. Biomasa desovante y mortalidad por pesca respecto de las variables en el nivel del Rendimiento Máximo Sostenible de la especie analizada, o en este caso, su proxy, definido para estos recursos como la mortalidad por pesca que resguarde el 40% de la biomasa desovante virginal, considerando la incertidumbre asociada al modelo de evaluación y el grado de resiliencia de estos recursos.
- ii. Biomasa desovante límite a partir de la cual una pesquería califica de agotada o colapsada.

Desde los resultados de la evaluación de stock y su incertidumbre total se obtienen las variables de estado y PBRs que permiten el diagnóstico de los stocks en estudio. Para ello, se utiliza el Diagrama de Fases o Kobe, en el cual se define el estatus del recurso. Este diagrama se construye a partir de la razón entre la biomasa desovante actual respecto de la biomasa desovante considerada objetivo (BD/BD_{RMS}) y la razón de mortalidad por pesca respecto de la considerada como objetivo de manejo (F/F_{RMS}). Los estados de calificación de estatus a utilizar serán consistentes con los definidos en la Ley General de Pesca y Acuicultura (Paya *et al.* 2014).

En la **Figura 28** se identifican las áreas que definen la condición del recurso en los PBR y límites



establecidos para crustáceos en el Informe Técnico del CCT-CD.

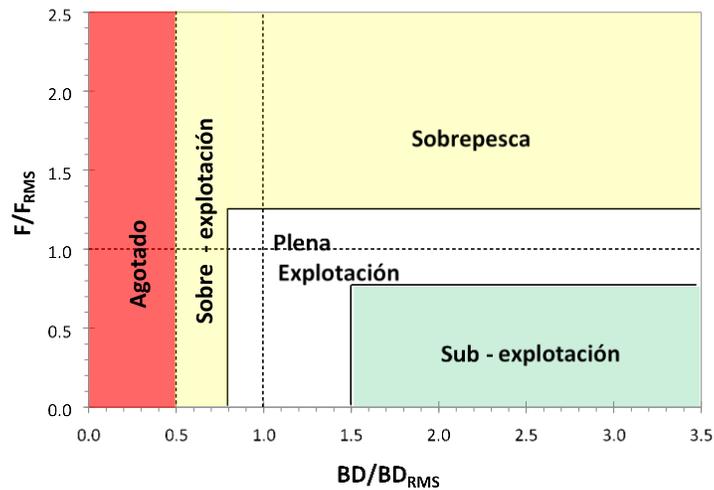


Figura 28. Diagrama de Fase definido por el CCT-CD para las pesquerías de Crustáceos Demersales.

4.2.1 Variables Poblacionales Determinadas por el Modelo de Evaluación de Stock

El modelo resuelve un total de 98 parámetros en jaiba y 114 en centolla, respectivamente, los que se encuentran en escala logarítmica para asegurar su no negatividad y corresponden a los siguientes:

- Mortalidad por pesca anual
- Desvíos del reclutamiento anual
- Reclutamiento promedio
- Parámetros de posición y de dispersión logística de selectividad.
- Coeficiente de capturabilidad.
- Composición de edades año inicial.
- Longitud promedio del reclutamiento
- Coeficiente beta del modelo de transición.



4.2.2 Análisis de sensibilidad

Toda evaluación de stock está sujeta a supuestos representados en procesos o parámetros que a menudo se suponen conocidos. La incertidumbre estructural se basa en analizar cómo podrían cambiar las variables poblacionales y la percepción respecto de la población, frente a variaciones en parámetros considerados relevantes. En este trabajo se realizó un análisis de sensibilidad respecto de la importancia que se le otorga a los tamaños muestrales, variación en los parámetros de crecimiento y steepness.

4.3 Objetivo específico 3

Analizar las distintas alternativas de Captura Biológicamente Aceptable para estos stocks acorde con las estrategias de explotación y reglas de control previamente definidas y considerando los posibles estados de la naturaleza, con sus respectivos análisis de riesgo, incluyendo análisis en horizontes de mediano y largo plazo, según requerimiento.

En base al modelo conceptual de la dinámica del stock respectivo que sustentó el enfoque y modelo de evaluación aplicado, se realizará un análisis de la productividad del stock y de sus posibilidades futuras de explotación considerando los parámetros e indicadores estimados precedentemente, con su incertidumbre asociada. El análisis considerará como criterio de explotación, aquel nivel de mortalidad que conduce a mantener el 40% de la Biomasa Desovante, proxy del Rendimiento Máximo Sostenible ($F_{40\%}$) para estos recursos.

Los análisis considerarán proyecciones del recurso en un horizonte de 15 años considerando el modelo de dinámica del stock utilizado para la estimación de las variables de estado para el período de modelación. Las estrategias de explotación evaluadas corresponden a cuatro niveles referenciales de mortalidad por pesca constantes: $F=F_{30\%}$, $F=F_{40\%}$ (F_{RMS}), $F=F_{45\%}$ y $F=F_{sq}$ (F status quo).

Se considera sólo para fines referenciales una mortalidad por pesca de F_{sq} con el objeto de medir el impacto de mantener la presión de pesca actual. La mortalidad por pesca de referencia es aquella que permite alcanzar el rendimiento máximo sostenible, consistente con los puntos biológicos de referencia.

Para cada uno de estas estrategias se estimó la trayectoria de biomazas y desembarques.



4.4 Objetivo específico 4

Proponer el plan de trabajo para avanzar durante el año 2016 en el cumplimiento del Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad de la Asesoría Científica (PMCCAC), informando los logros esperados y su vinculación con las siguientes etapas del Programa e informar del cumplimiento de cada una de las recomendaciones realizadas en las revisiones por pares, cuando corresponda y tareas complementarias sugeridas por los CCT y/o evaluadores nacionales.

Para el cumplimiento de este objetivo, se informa de los avances alcanzados durante el desarrollo del estudio, conforme al Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad de la Asesoría Científica (PMCCAC), elaborado por recurso y/o pesquería. Este PMCCAC se enfoca a las brechas de datos, información y conocimiento, en relación con la situación general de la pesquería acorde con los requerimientos de asesoría solicitados por la administración pesquera. Sobre la base de lo anterior, se evalúa el desempeño logrado y se proponen las acciones, actividades, metas, plazos y condiciones que se consideran necesarias para lograr disminuir las brechas identificadas y los requerimientos para alcanzar los estándares de asesoría previamente definidos.

En el contexto del desarrollo metodológico del trabajo, se realizó un listado de comprobación en el que se da cuenta de todas las recomendaciones emanadas de los revisores expertos, con el propósito de verificar el cumplimiento de cada una de las observaciones, correcciones y recomendaciones señaladas por los revisores.

Las actividades principales son las siguientes:

- i. Elaboración del estado del arte del PMCCAC, por pesquería y reportado en el documento de avance.
- ii. Ejecución del programa de trabajo.
- iii. Elaboración de un informe conteniendo los avances y resultados durante el período anual del proyecto, conteniendo el PMCCAC actualizado y un listado de comprobación (inicio/final) de sus logros.



5 RESULTADOS

5.1 Objetivo específico 1

Implementar procedimientos de evaluación de stock basados en protocolos científicos para la determinación del estatus de Centolla y Jaiba con arreglo al nivel de conocimiento, información e incertidumbre correspondiente, conforme a los estándares actuales en ciencia pesquera.

- **Especificación del Modelo de Evaluación de Stock**

De acuerdo a lo expuesto en la sección de metodologías, el modelo utilizado en la evaluación tanto de jaiba marmola como de centolla es un modelo estructurado con información en tallas. Este modelo es genérico y podría ser extendido a diferenciar sexos, incluir zonas espacialmente explícitas y métodos de pesca. Los detalles del modelo de los procesos, observaciones y errores de las observaciones son presentados en la **Tabla 9**, **Tabla 10** y **Tabla 11**.



Tabla 9.
Detalle del modelo de los procesos.

Variable	Forma	Notación
Crecimiento	$T_{ll'} = \int_l^{l'} \frac{1}{2\pi\sigma} \exp\left(-\frac{[l' - l]^2}{2\sigma^2}\right)$ $\bar{\Delta}_l = (L_\infty - l^*)(1 - e^{-K})$	<p>$T_{ll'}$ representa la matriz de transición de crecimiento, modelada por una distribución normal</p> <p>El incremento en tallas entre períodos depende de los parámetros de crecimiento L_∞ y K. l^* corresponde al punto medio del intervalo de talla l.</p>
Muda	$m_l = 1 - \{1 + \exp(l - Lm_{50})\}^{-1}$	<p>La muda es modelada con una función logística inversa.</p> <p>Lm_{50} es la talla a la cual el 50% de los individuos mudan.</p>
Abundancia anual a la talla	$N_{l,t} = T_{ll'}\{N_{l,t-1}\exp(-Z_{l,t-1})\}m_l + \{N_{l,t-1}\exp(-Z_{l,t-1})\}(1 - m_l) + Pr_l R_t$	<p>$N_{l,t-1}$ corresponde al número de individuos de talla l, en el año $t-1$.</p> <p>$Z_{l,t}$ es mortalidad total para individuos de talla l en el año $t-1$.</p>
Reclutamiento	$Pr_l = R \int_l^{l+1} \frac{1}{2\pi\sigma^2} \exp\left[-\frac{(l - \mu)^2}{\sigma^2}\right] dl$	<p>Pr_l es la distribución del reclutamiento anual (R) a la talla l.</p> <p>R_i es el reclutamiento en el año i.</p>
Relación Stock-Recluta	$R_i = \frac{SB_{i-1}}{\alpha + \beta \cdot SB_{i-1}} e^\epsilon$ $\alpha = S_0 \frac{1-h}{4hR_0} \quad \beta = \frac{5h-1}{4hR_0}$	<p>SB_{i-1} es el tamaño del stock desovante en el año $i-1$</p> <p>α y β parámetros de la relación S-R de Beverton & Holt. Steepness $h=0.75$</p>
Mortalidad	$F_{l,t} = s_{l,t} F_t$ $s_{l,t} = \left(1 + \exp\left[-\ln 19 \frac{l - l_{50\%}}{\Delta}\right]\right)^{-1}$ $Z_{l,t} = F_{l,t} + M$	<p>F_t es la mortalidad por pesca anual. s_l es la selectividad a la talla.</p> <p>$l_{50\%}$ es la longitud en que el 50% de los individuos están reclutados. Δ es la dispersión (pendiente de la curva).</p> <p>$Z_{l,t}$ es la mortalidad total a la talla l y el año t</p>
Capturas	$C_{l,t} = N_{l,t} \frac{F_{l,t} (1 - \exp(-Z_{l,t}))}{Z_{l,t}}$	<p>Las capturas son modeladas mediante la ecuación de Baranov.</p> <p>$C_{l,t}$ es la captura de los individuos de talla l en el año t.</p>



Tabla 10.
Detalle del Modelo de las Observaciones.

Variable	Forma	Notación
Captura comercial	$\hat{Y}_t = \sum_{l_{\min}}^{l_{\max}} N_{l,t} w_l \frac{s_{l,t} F_t (1 - \exp(-Z_{l,t}))}{Z_{l,t}}$	<p>$N_{l,t}$: abundancia en la talla l, y año t</p> <p>w_l: peso de un individuo de talla l</p> <p>$s_{l,t}$: patrón de explotación de la flota para individuos de talla l en el año t</p> <p>F_t: mortalidad por pesca para individuos reclutados en el año t</p> <p>$Z_{l,t}$: mortalidad total para individuos reclutados de talla l en el año t.</p>
CPUE	$CPUE_t = q \left[\sum_{l_{\min}}^{l_{\max}} s_{l,t} N_{l,t} w_l \frac{(1 - \exp(-Z_{l,t}))}{Z_{l,t}} \right]^b$	<p>q: coeficiente de capturabilidad</p> <p>b: coeficiente de hiper-estabilidad</p>
Talla Media	$\hat{L}_{med}_t = Talla * \frac{C_{l,t}}{\sum_{l_{\min}}^{l_{\max}} C_{l,t}}$	<p>\hat{L}_{med}_t Talla media en el año t</p> <p>$Talla$ es el vector de tallas observadas</p> <p>$C_{l,t}$ es la Captura en el año t a la talla l</p>



Tabla 11.
Detalle del Modelo de los Errores de Observación.

Variable	Log verosimilitud	Notación
Proporción de tallas de la captura	$L = -n \sum_l \sum_t p_{l,t} * \ln(\hat{p}_{l,t})$ $\hat{p}_{l,t} = \frac{\hat{C}_{l,t}}{\sum_l \hat{C}_{l,t}}$	$P_{l,t}$: Proporción a la talla l y año t . $\hat{C}_{l,t}$: Captura predicha a la talla l y año t . n : tamaño de muestra
Desembarques históricos	$L = -\frac{0.5}{\sigma_y^2} \sum_t \left(\ln \frac{Y_t}{\hat{Y}_t} \right)^2$	Y_t : captura estimada en el año t \hat{Y}_t : captura predicha para el año t
CPUE	$L = -\frac{0.5}{\sigma_{cpue}^2} \sum_t \ln \left(\frac{CPUE_t}{\hat{CPUE}_t} \right)^2$	$CPUE_t$: Captura por unidad de esfuerzo estandarizada. \hat{CPUE}_t : Captura por unidad de esfuerzo predicha.
Talla Media	$L = -\frac{0.5}{\sigma_{Lmed}^2} \sum_t \ln \left(\frac{Lmed}{\hat{Lmed}_t} \right)^2$	$Lmed$ es la talla media observada \hat{Lmed}_t es la talla media predicha
Función objetivo	$\min \sum_i L_i$	



▪ **Condiciones iniciales y reclutamiento anual**

La condición inicial para la evaluación del stock tanto de jaiba como centolla es de equilibrio y virginal, esto considerando que el año de inicio coincide con el inicio de la pesquería en cada zona de evaluación. En el caso específico de jaiba marmola, al reducir el área de evaluación a una zona más acotada, la información existente comienza sólo a partir del año 1997, asumiendo este momento como el comienzo de la pesquería en esa zona. El equilibrio virginal significa que la composición de tallas del primer año proviene de un régimen de reclutamiento constante en torno al valor de R_0 en ausencia de explotación. Por su parte, el reclutamiento anual se modeló como un desvío aleatorio log-normal ($cv=0.3-0.6$) en torno al log de R_0 .

▪ **Peso relativo de la información**

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. Los índices de abundancia y los desembarques siguen una distribución log-normal mientras que las composiciones de longitudes y edades una distribución multinomial.

Los coeficientes de variación que son empleados para medir el error de observación de la CPUE y los desembarques, dan cuenta del nivel de desviación que el analista supone tienen los datos respecto del valor verdadero. El coeficiente de variación tiene relevancia en las estimaciones pues es inversamente proporcional con el peso que tiene una determinada fuente de datos en la verosimilitud total.

De similar forma las composiciones de longitudes de los desembarques son integradas al análisis bajo cierto peso estadístico, factor denominado tamaño de muestra efectivo. El tamaño de muestra es proporcional al número de lances realizados para generar cierta composición de longitudes o edades. En este trabajo fue considerado el proceso iterativo recomendado por Francis (2011) el que luego de repetidos ajustes del modelo, llega a valores estables *a posteriori* usando el estimador teórico empleado por Gavaris & Ianelli (2002).

En la **Tabla 12** se presentan los coeficientes de variación asignados por el evaluador para las distintas fuentes de información (CPUE y Desembarques), para jaiba y centolla. Además, se presenta el valor inicial de los tamaños de muestra efectivos para ambas especies que son utilizados en el proceso iterativo mencionado anteriormente, en donde el modelo es corrido en reiteradas ocasiones hasta encontrar un valor de los tamaños de muestra invariable. Entre parentesis se observa el valor del tamaño de muestra ideal representativo de la maximización en las optimizaciones.

**Tabla 12.**

Tamaños de muestra y coeficientes de variación empleados para la ponderación de las composiciones de longitudes, CPUE y desembarques de la flota.

Fuente	Jaiba		Centolla	
	Tamaño muestral	Coef. Variación	Tamaño muestral	Coef. Variación
Frecuencia de longitudes	25 (72)	---	250 (342)	---
CPUE	---	0.15	---	0.15
Desembarques	---	0.05	---	0.05

5.1.1 Jaiba

▪ Desembarques

Para todos los efectos se emplean las estadísticas de desembarques del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (Sernapesca). Los registros de capturas son antiguos, y si bien datan desde fines de los 60's, es sólo a partir de los 90's cuando jaiba marmola comienza a ser identificada en los desembarques oficiales.

Son tres las regiones del país que concentran la mayor explotación de jaibas a nivel nacional, de estas tres regiones, la X Región es la que aporta el mayor porcentaje de desembarques en el país (**Figura 29**). En cuanto a jaiba marmola, este recurso representa aproximadamente un 75% del desembarque total de crustáceos en el país (**Figura 30**). Dentro de la X Región, las procedencias de pesca de jaiba marmola más importantes se encuentran en las inmediaciones del Golfo de Ancud, seguida de las zonas ubicadas en el borde oriental del mar interior de Chiloé (Dalcahue) y algunos puntos próximos a Quellón. Al respecto y sobre este último punto, algunas de las procedencias de capturas desembarcadas aquí parecen provenir de aguas de la XI Región, razón por la cual esta fuente no parece confiable si se deseara, en un futuro, establecer un análisis solo para la X Región. Bajo este contexto, el análisis y evaluación de stock para jaiba marmola se desarrollo para la zona perteneciente al Golfo de Ancud.

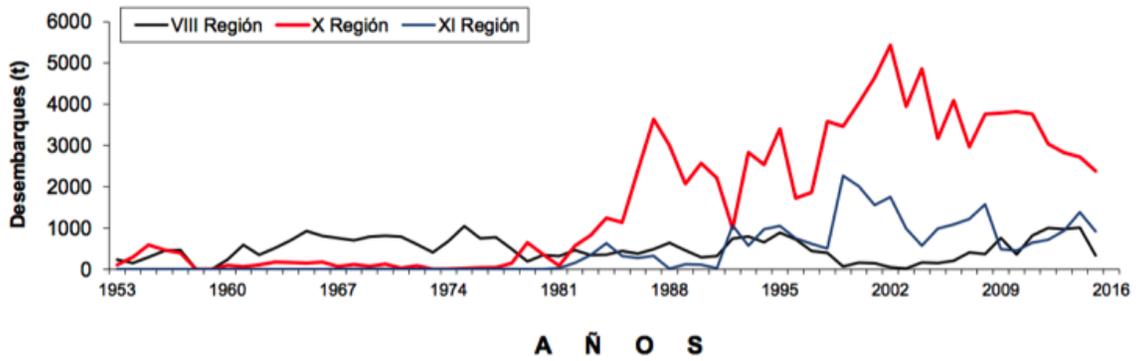


Figura 29. Serie de desembarques en Chile establecido por región para jaibas. Período 1953 – 2015 (Olguín *et al.*, 2016).

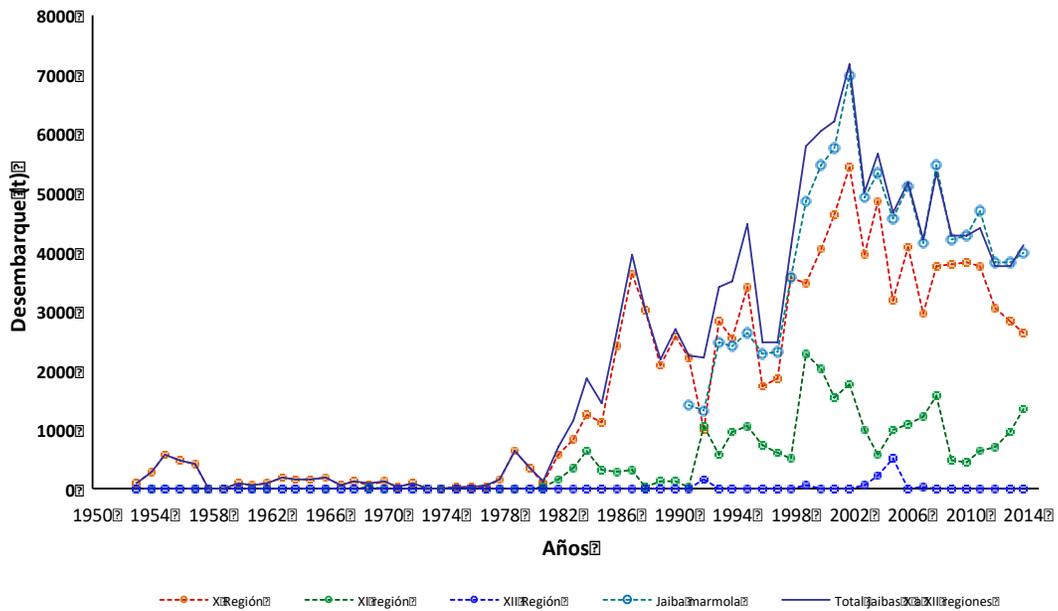


Figura 30. Series de desembarques regionales de jaiba marmola y total de jaibas a nivel nacional 1960 – 2015 (Olguín *et al.* 2016).



▪ **Parámetros de Crecimiento**

En la **Tabla 13** se incluye como resultados, la estimación de los parámetros de crecimiento (L_{∞}) y K . Tal y como se indicó en la sección de metodologías, los valores iniciales que ingresaron al modelo de evaluación, para la estimación de estos parámetros, fueron los valores medios entre machos y hembras de aquellos estimados por Pool & Canales (1996), vale decir, $L_{\infty} = 175.4$ mm y $K = 0.215$ año⁻¹.

Tabla 13.

Valores estimados, desviación estándar y correlación de los parámetros estimados dentro del modelo de evaluación.

	L_{∞}	K
Estimado	186.9	0.195
Desv. Estándar	4.37	0.01
Correlación	-0.0997	-0.0997

En la **Figura 31** se presenta una simulación desde una distribución normal multivariada, utilizando los valores estimados de los parámetros de crecimiento y su covarianza, donde es posible observar las posibles combinaciones de estimaciones que podrían obtenerse desde la estimación de ambos parámetros dentro del modelo de evaluación, las cuales, en términos de correlación entre ambos, no siempre alcanzarían combinaciones óptimas esperadas para L_{∞} y K .

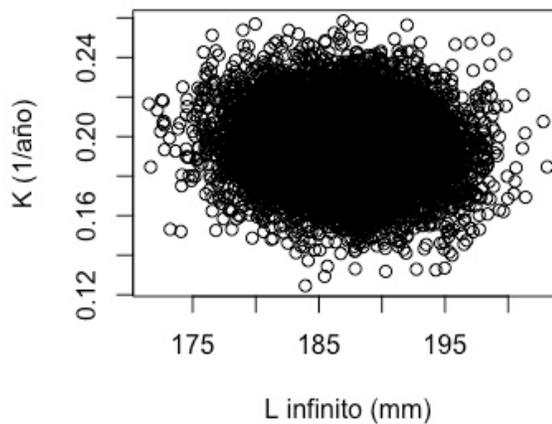


Figura 31. Simulación a través de una distribución normal multivariada para los posibles valores alcanzados por el conjunto de parámetros de crecimiento en jaiba.



▪ **Ojiva de Madurez**

En esta evaluación se utilizarán los parámetros de madurez estimados por Pardo *et al.* (2009) por considerarse más apropiados y actualizados para el recurso jaiba marmola. Estos parámetros son presentados en la **Tabla 14** y **Figura 32**.

Tabla 14.

Parámetros del modelo logístico de madurez ajustado a *M. edwardsii* (Pardo *et al.*, 2009).

	Estimado	Error Estándar	<i>t</i>	Valor_P	IC +95%	IC -95%
Talla madurez _{50%}	101.52	1.64	61.74	< 0.001	97.86	105.19
Parámetro B_1	14.34	2.86	5.02	0.001	7.98	20.71

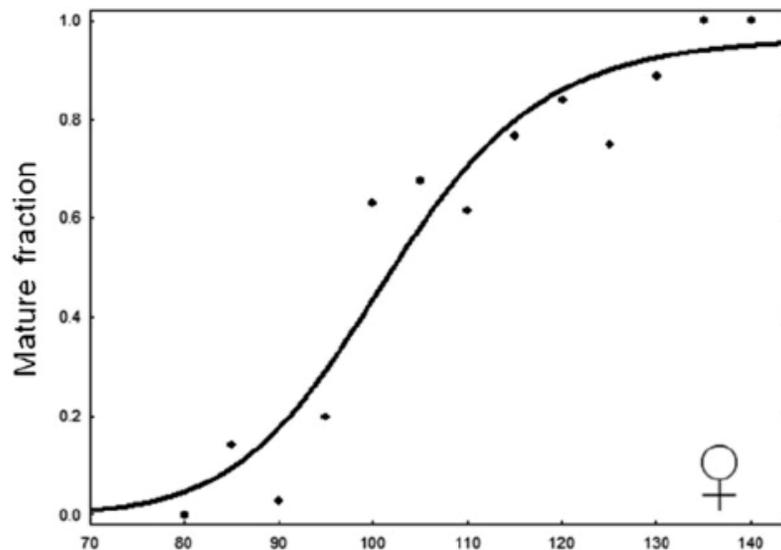


Figura 32. Madurez a la talla. Función sigmoidea ajustada a la fracción madura en función de la talla (Pardo *et al.*, 2009).



- **Resumen de Datos Utilizados**

En la **Tabla 15** se resumen la principal información biológica y pesquera disponible utilizada en esta evaluación.

Tabla 15.

Resumen de la información biológica y pesquera disponible para jaiba marmola de la X Región.

Data	Jaiba
Serie de Desembarque	1991-2015
Composiciones de Tallas de las Desembarques	2000-2015
Indices de Abundancia	2000-2015
Pesos medios a la talla	2000-2015
Parámetros de Crecimiento	Pool & Canales (1996) Yáñez <i>et al.</i> (2015)
Mortalidad Natural	Pool & Canales (1996) Yáñez <i>et al.</i> (2015)

5.1.2 Centolla

- **Desembarques**

Existen registros de desembarques regionales a partir de 1953 que corresponden principalmente a la X Región (**Figura 33**). Sin embargo, desde 1961 en adelante, los desembarques comienzan a ser considerablemente mayores en la XII Región, manteniéndose hasta hoy este patrón en la pesquería. En 1983, comienzan los primeros desembarques importantes en la XI Región (46 t), siendo en algunos años mayores a aquellos de la X región. Recién en 2008, se cuenta con datos de desembarques para la XIV región, no obstante, en la mayoría de las ocasiones estos valores no alcanzan a ser más del 10% de las centollas desembarcadas en la XII Región. Actualmente, la centolla desembarcada en la XII región corresponde al 79% del total desembarcado en el país y se establece como la pesquería más importante de la región de Magallanes.

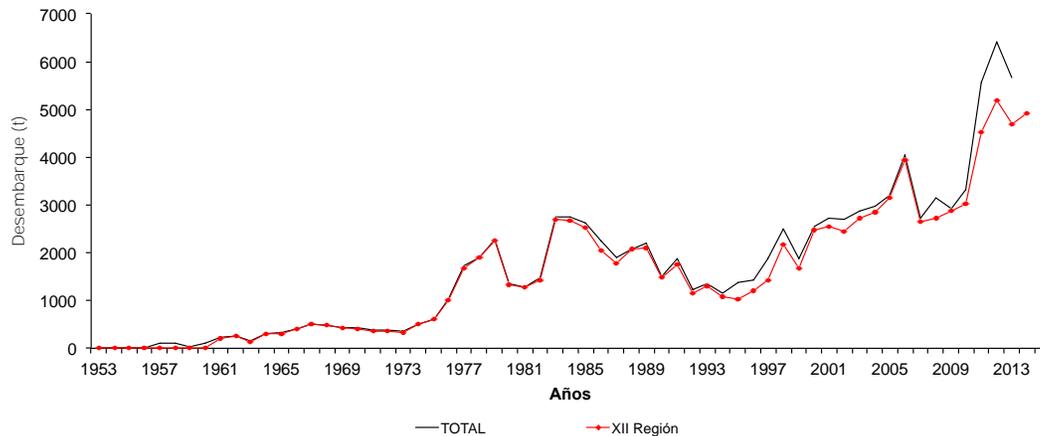


Figura 33. Desembarques regionales de centolla en toda su distribución desde 1953 – 2014.

▪ **Parámetros de Crecimiento**

En la **Tabla 16** se incluyen los resultados de la estimación de los parámetros de crecimiento (L_{∞}) y K para centolla. Los valores iniciales que ingresaron al modelo de evaluación, para la estimación de estos parámetros, fueron aquellos estimados por Canales (1997), en donde $L_{\infty} = 171.35$ mm y $K = 0.4215$ año⁻¹, valores más altos que los resultantes desde el modelo.

Tabla 16.

Valores estimados, desviación estándar y correlación de los parámetros estimados para centolla dentro del modelo de evaluación.

	L_{∞}	K
Estimado	162.19	0.212
Desv. Estándar	0.73	0.01
Correlación	-0.1279	-0.1279

En la **Figura 34** se presenta, del mismo modo que para jaiba marmola, una simulación desde una distribución normal multivariada, utilizando los estimados de los parámetros y su covarianza. Las posibles combinaciones de estimaciones que podrían obtenerse desde la estimación de ambos parámetros dentro del modelo de evaluación, no siempre resultarían en combinaciones óptimas esperadas para L_{∞} y K , en términos de correlación entre ambos.

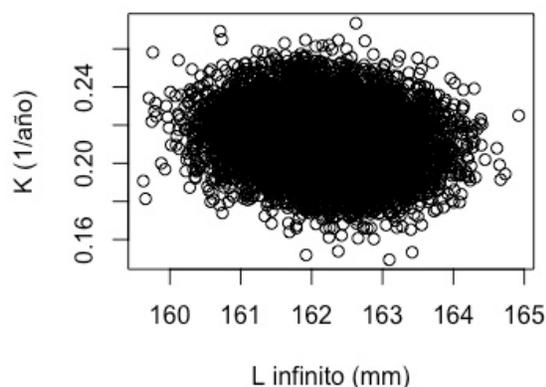


Figura 34. Simulación a través de una distribución normal multivariada para los posibles valores alcanzados por el conjunto de parámetros de crecimiento en centolla.

▪ **Ojiva de Madurez**

Daza *et al.* (2016) informan el valor medio de la talla de madurez sexual (TMS) para Julio, Agosto y Septiembre, cuyos valores son presentados en la **Tabla 17**.

En esta evaluación se utilizó una función de madurez filo de cuchillo utilizando como valor medio la talla de madurez sexual (TMS) informada por Daza *et al.* (2016) para el mes de septiembre por observadores de IFOP. La influencia de utilizar la TMS encontrada a principios de la temporada de pesca (Julio), sobre la evaluación del recurso fue analizada como escenario alternativo y sus resultados principales pueden ser observados en el objetivo n° 3.

Tabla 17.
Talla media de madurez sexual para centolla en la XII Región.

Sector	Período	Sexo	n	TMS
C. Gray	Julio – 2015	Machos	1061	102.6
		Hembras	2135	86.4
C. Smith	Agosto – 2015	Machos	414	94.8
		Hembras	380	79.2
	Septiembre – 2015	Machos	129	85.8
		Hembras	222	80.4



▪ **Resumen de Datos**

En la **Tabla 18** se presenta un resumen de la información utilizada en esta evaluación de stock para el recurso centolla de la XII región.

Tabla 18.

Resumen de la información biológica y pesquera disponible para centolla de la XII Región.

Data	Centolla
Serie de Desembarque	1945-2015
Composiciones de Tallas de las Capturas	1979-1989; 1992-1994; 1996; 2002-2003; 2007-2015
Índices de Abundancia	1996 (2 zonas); 2002, 2003; 2007-2015
Pesos medios a la talla	1996; 2002, 2003; 2007-2015
Parámetros de Crecimiento	Canales <i>et al.</i> , 1997 Yáñez <i>et al.</i> , 2015
Mortalidad Natural	Canales <i>et al.</i> , 1997 Yáñez <i>et al.</i> , 2015



5.2 Objetivo espec3fico 2

Determinar las variables poblacionales de los principales recursos pesqueros del pa3s conforme al marco legal vigente y estimar el valor de los Puntos Biol3gicos de Referencia, determinados por los Comit3s Cient3fico y T3cnicos (CCT) respectivos, bajo condiciones de incertidumbre estructural y de estimaci3n empleando el mejor conocimiento e informaci3n disponible a la fecha de ejecuci3n del estudio.

5.2.1 Jaiba

- **Estandarizaci3n de la CPUE como 3ndice de abundancia**

La informaci3n sobre esfuerzo de pesca revela una gran variabilidad principalmente a nivel espacial, lo que puede dificultar la obtenci3n de un 3ndice que refleje adecuadamente los cambios en abundancia. En este sentido, el objetivo de la modelaci3n del rendimiento de pesca consiste en identificar y aislar aquellos factores que explican los cambios ocurridos en la variable de inter3s. Particular atenci3n tiene el factor o efecto anual, com3nmente empleado como 3ndice de abundancia relativa en evaluaciones para determinar el estatus poblacional de alg3n recurso (Hinton & Maunder, 2004). El rendimiento de pesca es analizado mediante un modelo lineal generalizado (GLM por su sigla en ingl3s) desarrollado por McCullagh & Nelder (1989), que en t3rminos generales se representa por:

$$\eta(\text{CPUE}) = \beta_0 + \sum_j \beta_j x_j + \varepsilon$$

Donde β_0 es la media, β es el vector de par3metros con el valor de los efectos considerados, x la matriz de dise1o representada por valores binarios, ε representa el t3rmino de error y η la funci3n de enlace que, en el caso de la CPUE, corresponde a la funci3n logaritmo natural. Los efectos explicatorios son materia del an3lisis a realizar, pero al menos deber3an considerarse de manera inicial en el an3lisis, efectos como el m3todo de pesca (buceo o trampa), la zona o precedencia de pesca, el mes y el a1o entre los m3s importantes debido a las caracter3sticas particulares de la pesca de jaiba marmola.

En cuanto a la distribuci3n del error, a menudo se considera que los datos positivos siguen una distribuci3n gamma siempre que la relaci3n emp3rica entre la media y la varianza de la CPUE sea descrita por un modelo de potencia, cuyo par3metro de poder es igual a 2 (Stef3nsson, 1996; Brynjarsd3ttir & Stef3nsson, 2004). Cabe se1alar, adem3s, que el ajuste de un modelo lineal a la respuesta log-transformada es equivalente a un modelo multiplicativo con error log-normal (Dick, 2004).



La data de capturas por unidad de esfuerzo es expresada en Kg/nº de trampas dado que la única manera posible de recabar la información ocurre al momento del desembarque mediante encuestas a los capitanes de las lanchas (rendimiento comercial). De toda la información obtenida por los observadores científicos en la pesquería de jaiba de la X región, se extrajeron los datos de jaiba marmola desembarcadas en el puerto de desembarque Ancud, cuyas procedencias correspondían a viajes de pesca dentro o cercanos a la Bahía de Ancud. Dado que la operación de pesca desarrollada en la zona de Carelmapu involucra mayor cantidad de días de trabajo y acumulación de captura por varios días hasta completar bodega, las procedencias asociadas a esta zona o los datos que involucraban mas de un día de trabajo fueron sacados del análisis, dejando únicamente los viajes de pesca de uno a dos días de duración como máximo. Para discriminar esto en el caso que no se contara con el dato de tiempo de trabajo, se utilizaron otros factores como los kilogramos capturados o el número de trampas asociadas a una captura diaria de una embarcación promedio. Las procedencias que cumplían estos requisitos se pueden observar en la **Figura 35**.

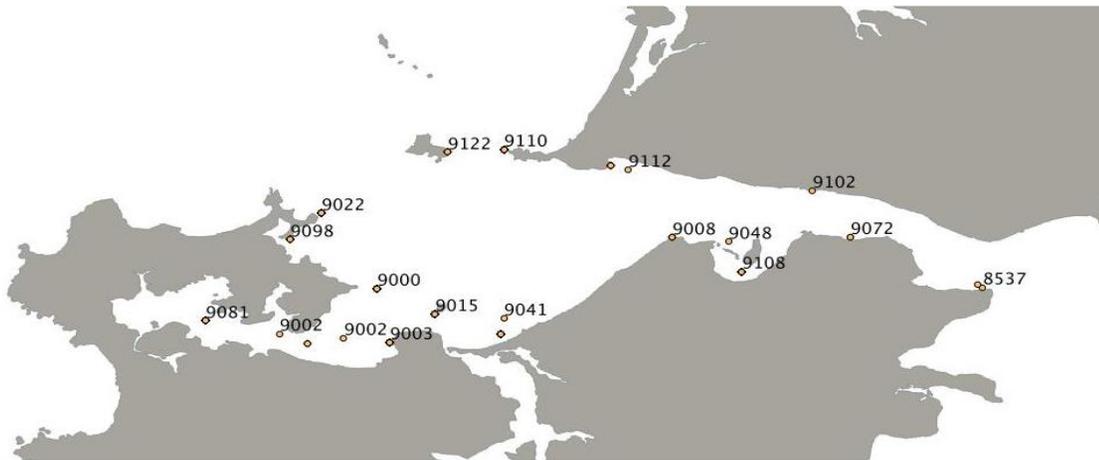


Figura 35. Procedencias de pesca utilizadas en la estandarización de la captura por unidad de esfuerzo de jaiba marmola en la Bahía de Ancud.

Luego de definir la zona más representativa de las capturas de jaiba marmola para estandarizar el esfuerzo, se verificó la distribución del error de observación, la cual es asumida log-normal. Para esto se presenta la **Figura 36** con los histogramas en escala real y logarítmica.

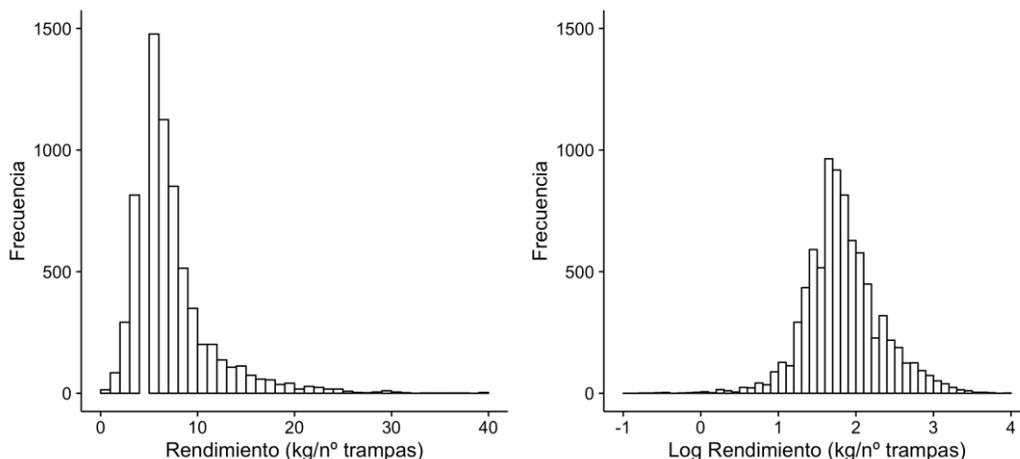


Figura 36. Histograma del rendimiento de pesca (Kg/nº de trampas) y del logaritmo del rendimiento de pesca.

Las variables predictoras consideradas en el modelamiento de las tasas de captura incluyen variables del tipo temporal de largo plazo (años), temporal de corto plazo (meses), variables espaciales y/o de distribuci3n como las procedencias de pesca o la profundidad de calado y una variable que da cuenta del poder de pesca de las embarcaciones representada a trav3s de la eslora de estas, bajo el supuesto que embarcaciones m3s grandes poseen motores y sistemas de levantamiento de trampas de mejor calidad, que conllevan a un rendimiento m3s alto en comparaci3n a embarcaciones de menor eslora. Dada la naturaleza y distribuci3n de los datos de profundidad de calado, estos fueron clasificados en grupos de 5 metros para facilitar la integraci3n en el modelo de estandarizaci3n; del mismo modo, las embarcaciones fueron agrupadas cada 2 metros de acuerdo a su eslora.

El modelo ajustado a los datos de rendimientos de pesca para jaiba marmola es un modelo de efectos fijos sin interacciones. En la **Tabla 19** se presentan el an3lisis y salidas estadísticas del modelo: la devianza, AIC y el test F, valores que indican que todos los factores incorporados en el modelo son significativos, siendo los m3s importantes el ańo y la procedencia, seguidos con menor relevancia por la profundidad, luego el mes y la eslora de la embarcaci3n.

A partir del modelo ajustado se estim3 el índice de abundancia relativa estandarizado (CPUE) observado en la **Figura 37**, en la que se puede observar que el modelo es capaz de recoger la tendencia proyectada por la cpue nominal a trav3s de los ańos. Adem3s, en la **Figura 38** se presenta una sntesis gr3fica de los niveles estimados de cada uno de los factores fijos considerados en el modelo, donde cada nivel de los factores representa la diferencia con la media general del modelo.



Tabla 19.

Devianza, AIC y test F para los factores del modelo ajustado a los rendimientos de pesca. Los valores de las estadísticas corresponden al modelo con todos los factores en la primera línea y luego excluyendo a cada uno de los términos.

Factores	GL	Devianza	AIC	F	Pr(>F)
Todos		1393.5	8840.4		
Año	15	1587.5	9889.5	76.39	2.20E-16
Mes	11	1419.9	8974.0	14.20	2.20E-16
Procedencia	13	1589.7	9904.7	89.12	2.20E-16
Eslora	4	1396.8	8852.2	4.91	0.000589
Profundidad	4	1419.5	8985.7	38.46	2.20E-16

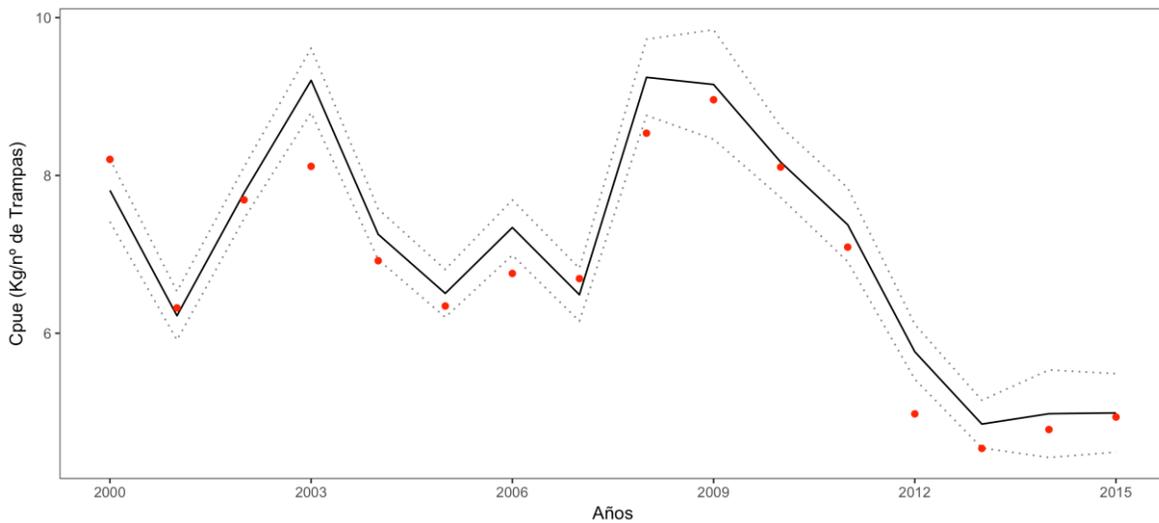


Figura 37. Captura por unidad de esfuerzo estandarizada (CPUE) para jaiba marmola durante los años 2000 - 2014. Intervalos de confianza del 95%. Los puntos representan a los rendimientos de pesca nominales.

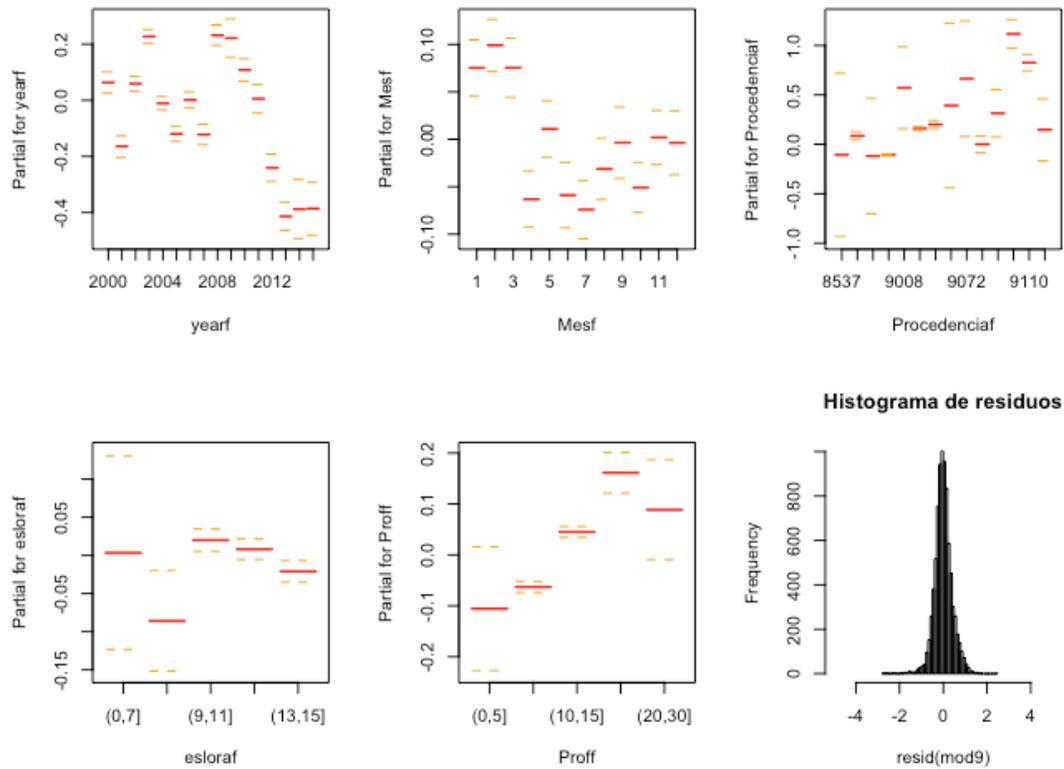


Figura 38. Diagrama de los factores del modelo ajustado a los rendimientos de pesca (log) de jaiba marmola. Se presenta adem1s el histograma de los residuos. (Year = A1os; Mesf = Meses; Procedenciaf = Procedencias; esloraf = eslora de los barcos; Proff = Profundidad de calado).

▪ **Ajuste del modelo de evaluaci3n**

El modelo se ajust3 de manera correcta a los datos de desembarque de jaiba marmola, pr1cticamente sin margen de error debido al bajo valor del coeficiente de variaci3n otorgado al desembarque (**Figura 39**). En tanto, el ajuste del modelo a los datos de CPUE es satisfactorio y recoge de muy buena forma las principales variaciones de este 1ndice de abundancia a trav1s del tiempo y cuyos detalles se resumen en la **Figura 40**, 1ndice que fue ajustado sin considerar cambios en el coeficiente de capturabilidad.

De igual forma, se destaca que las fluctuaciones en la longitud promedio de las capturas fueron reproducidas de buena forma por el modelo (**Figura 41**). En la **Tabla 20** se entrega el detalle de los 46 par1metros que fueron resueltos por el modelo.



El an3lisis de residuales en el caso de jaiba, provenientes del ajuste a las series de desembarques y CPUE, se encuentran dentro de la regi3n de confianza (± 3 desviaciones est3ndar) del supuesto del error. En el caso de los residuales provenientes del ajuste a los desembarques, es posible observar que los valores extremos, tanto al principio como al final de la serie se alejan de la regi3n de confianza al ser valores muy extremos en ambos casos (**Figura 42**). En el caso de la CPUE, en el mismo recurso, los residuales se sitúan en su mayoría sobre la recta (**Figura 43**).

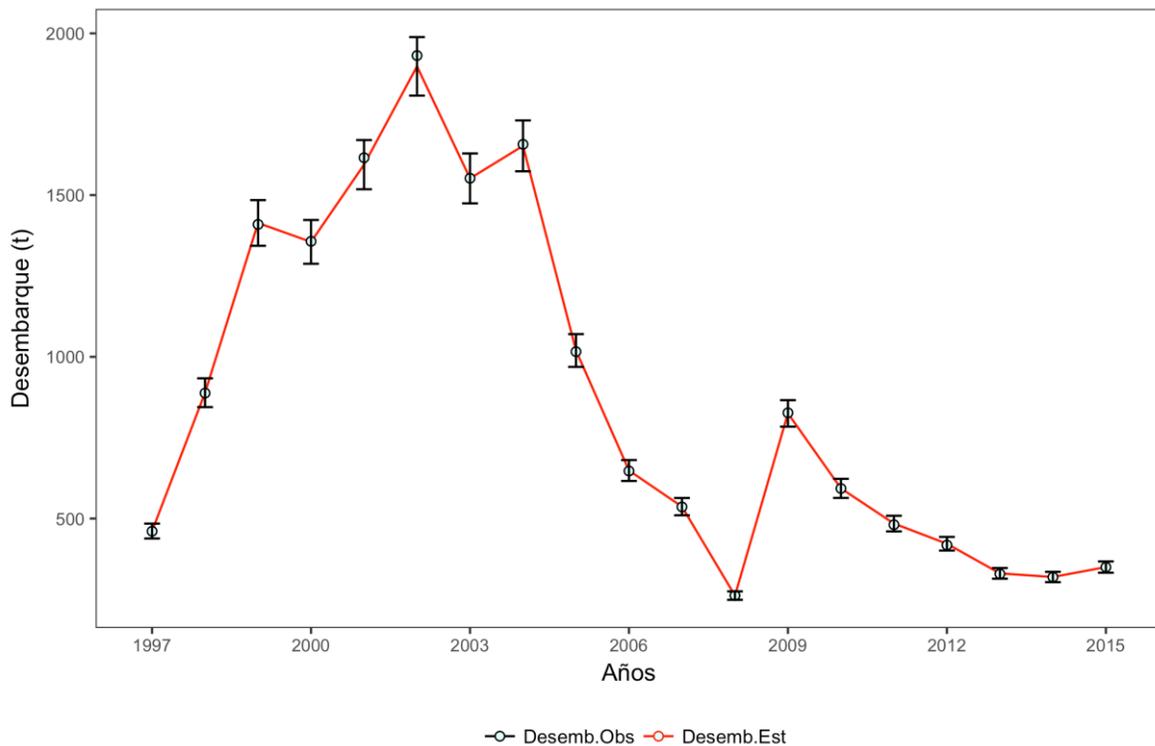


Figura 39. Ajuste del modelo a los datos de desembarque de jaiba. Los puntos representan los datos y la línea continua a la estimaci3n del modelo.

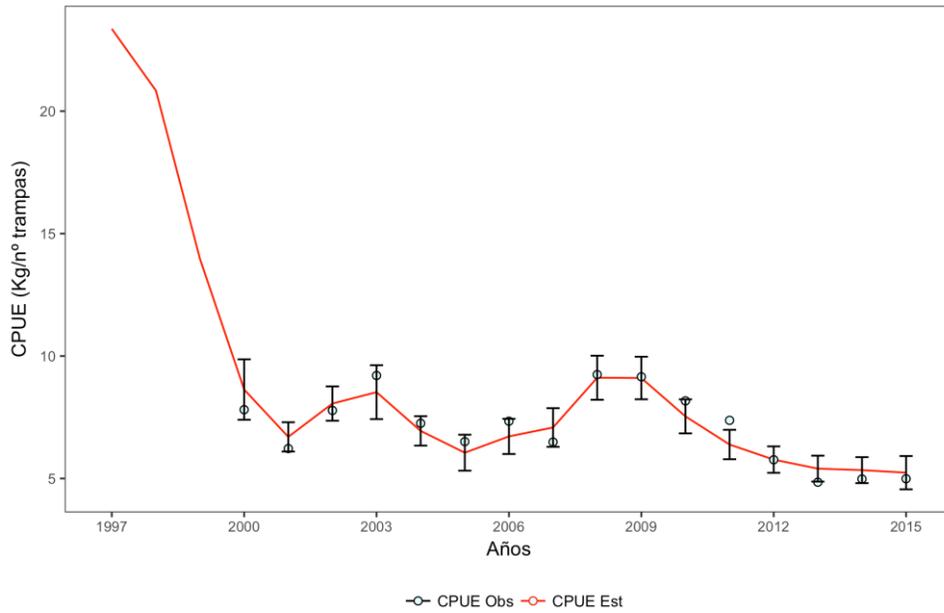


Figura 40. Ajuste del modelo a los datos de CPUE estandarizada de jaiba. Los puntos representan los datos y la línea continua a la estimaci3n del modelo.

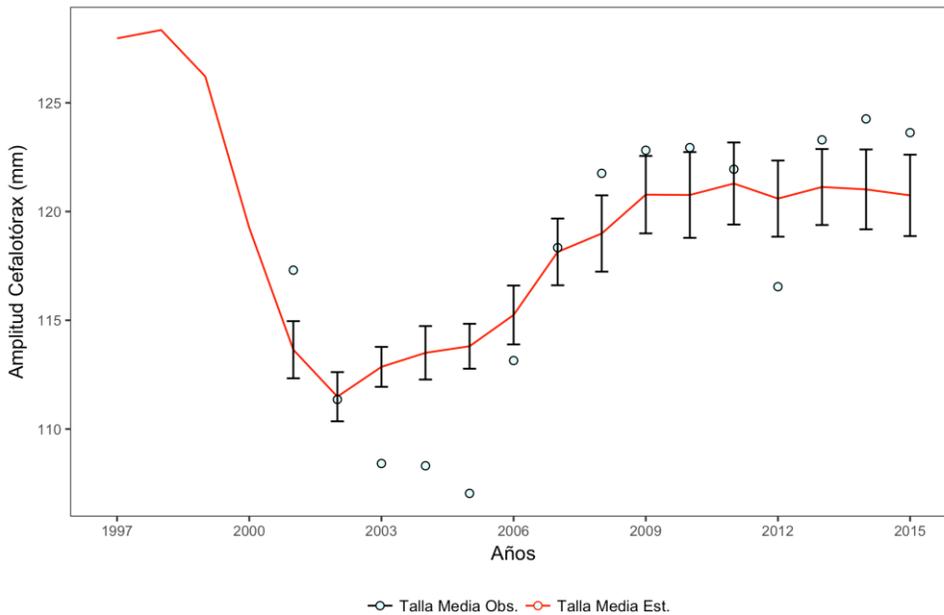


Figura 41. Ajuste del modelo a los datos de talla media de jaiba. Los puntos representan los datos y la línea continua a la estimaci3n del modelo.

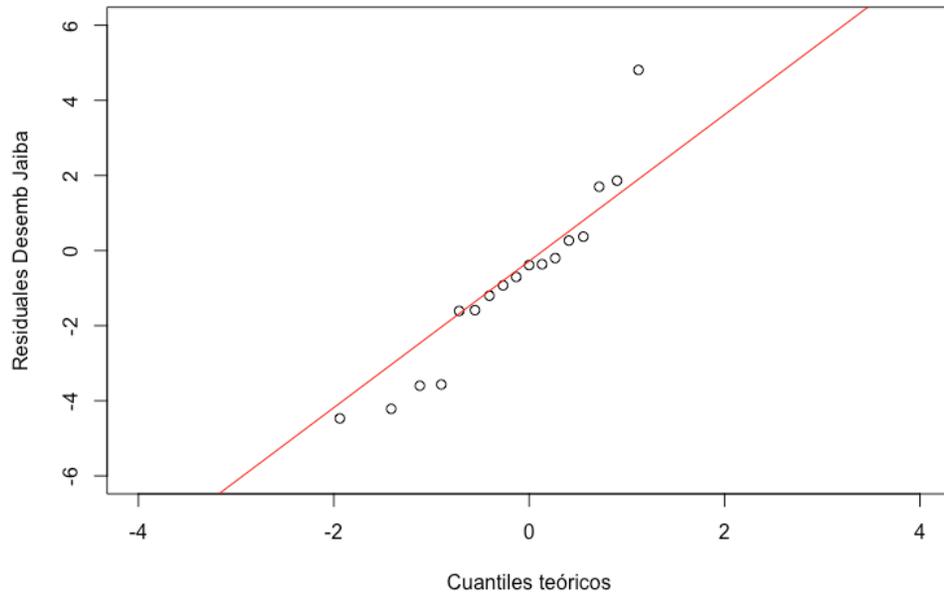


Figura 42. Residuales estandarizados de los ajustes a las series de desembarques en jaiba.

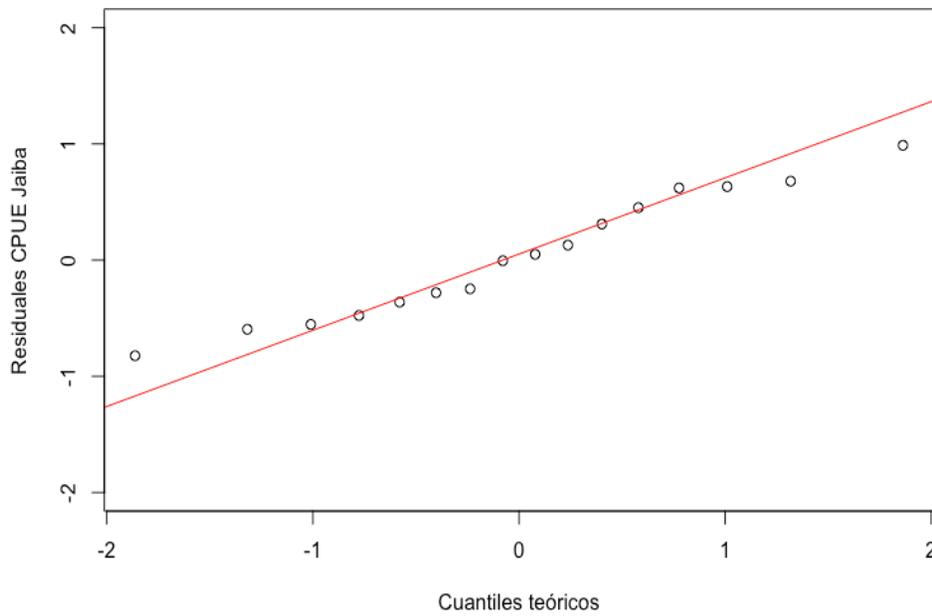


Figura 43. Residuales estandarizados de los ajustes a las series de CPUE en jaiba.



Se destaca adem1s que los datos de composiciones de longitudes disponibles parecen ser muy consistentes respecto de las variaciones que ha tenido la CPUE y los desembarques, generando valiosa informaci3n respecto de las variaciones en los reclutamientos y en la mortalidad por pesca. En efecto, en la **Figura 44** se advierte que las composiciones de longitudes son reproducidas de buena forma por el modelo, no obstante para los a1os 2001, 2013, 2014 y 2015, en donde el modelo interpreta grupos modales peque1os que no fueron observados en los muestreos; mientras que en los a1os 2003, 2004 y 2005 el modelo predice composiciones de tallas mayores.

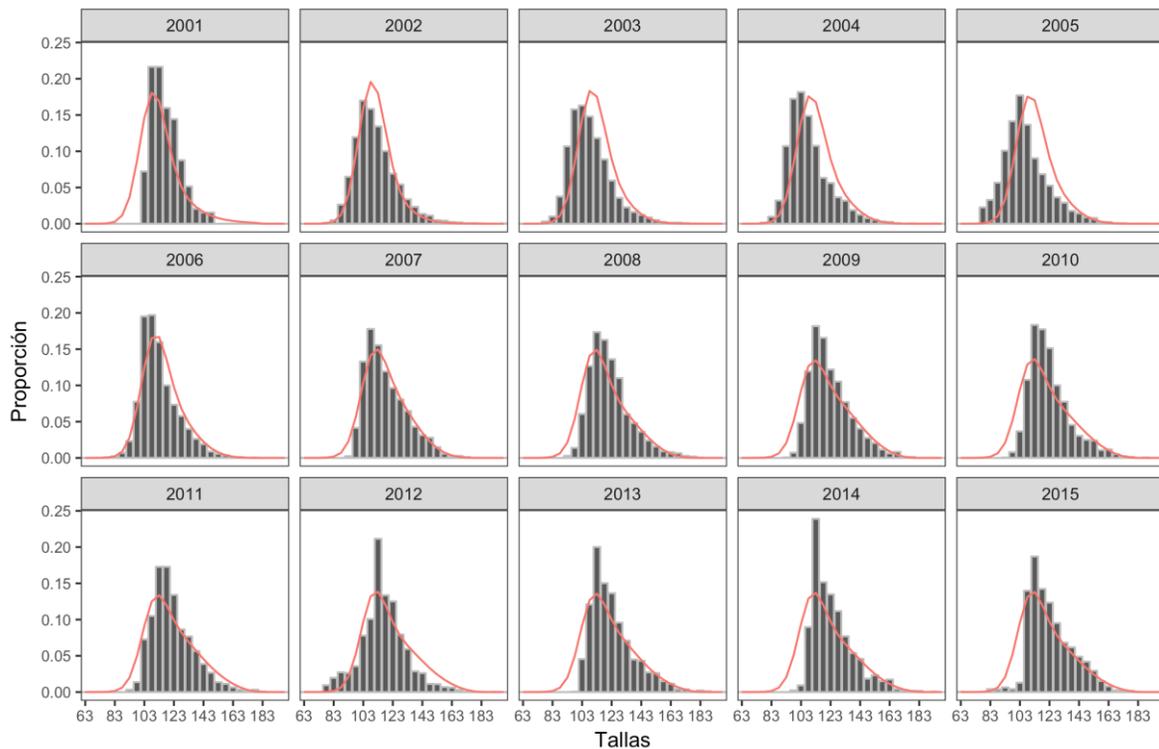


Figura 44. Ajuste del modelo (l1neas) a las composiciones de longitudes (barras de las capturas) de jaiba 2001-2015.



▪ **Reclutamientos**

El reclutamiento se extiende sobre las longitudes siguiendo una distribución de Gauss en torno a una longitud promedio de 106.2 mm LC ($\log_Lr = 4.6652$) y un coeficiente de variación del 10% ($\log_sr = 2.30259$) (ver tabla de parámetros, **Tabla 20**). Se estima que los reclutamientos están sujetos a un importante nivel de explotación si se considera la sobreposición que tiene su distribución respecto de la selectividad, la cual presenta una longitud al 50% de explotación en torno a los 103 mm LC (**Figura 45**). Asimismo y considerando que la talla de madurez al 50% es estimada alrededor de los 100 mm AC, la explotación ocurre principalmente sobre ejemplares maduros, siendo esto una situación muy favorable desde la perspectiva de conservación de cualquier población sometida a explotación.

Tabla 20.
Parámetros del modelo de evaluación de stock aplicado a datos de jaiba.

Nº	Parámetros	Valor	Función	Objetivo	Componente	Gradiente	Máximo	
46		938.12					2.13E-05	
	$\log L_{50}$	\log_sigma1	\log_Rmed	\log_qflo	\log_b	\log_Lr	\log_sr	\log_beta
	4.63985	3.20453	1.72583	-4.61890	0	4.66520	2.30259	-0.12632
	\log_Lm	\log_Rm	\log_Linf	\log_K				
	6.21461	1.60944	5.23070	-1.63422				
	\log_desv_Rt							
	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
	-0.0060858	-0.1095878	-0.0854845	0.22200496	0.51161032	0.88259501	0.69865619	0.66742
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
	0.40926075	0.13510415	-0.2076636	0.00398855	0.01982055	-0.2197229	-0.4747937	-0.5350614
	2013	2014	2015					
	-0.7295396	-0.6335847	-0.5489368					

Debido a la falta de información de composiciones de tallas de las capturas previas al año 2000, la variabilidad en los reclutamientos solo se hace evidente desde esa década en adelante. Los resultados de la evaluación de stock muestran que durante ese período los reclutamientos han variado por sobre el promedio de largo plazo pero en una tendencia a la disminución que se hace evidente desde el año 2006 (**Figura 46**).

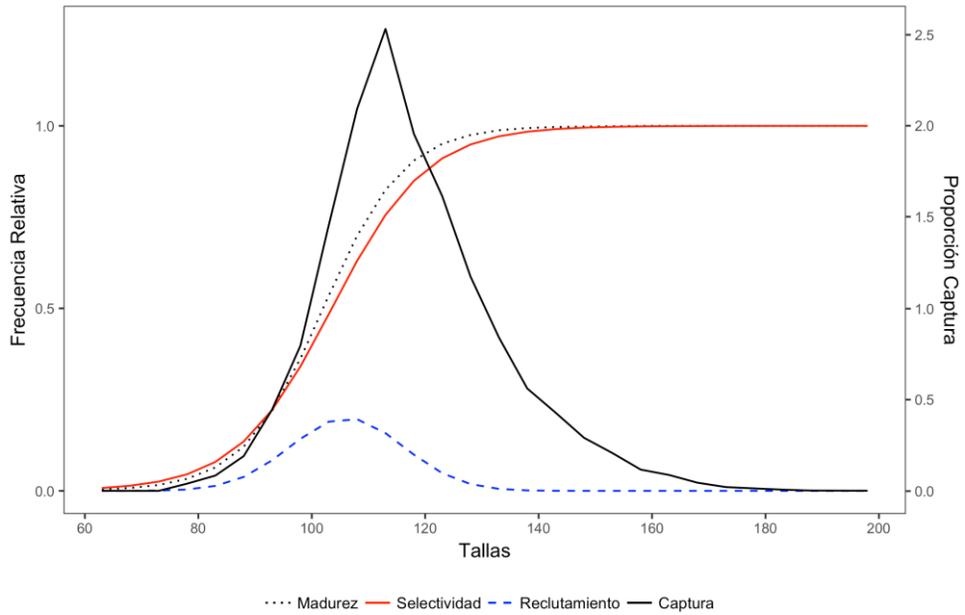


Figura 45. Selectividad del último año, madurez y distribución del reclutamiento por intervalo de longitud.

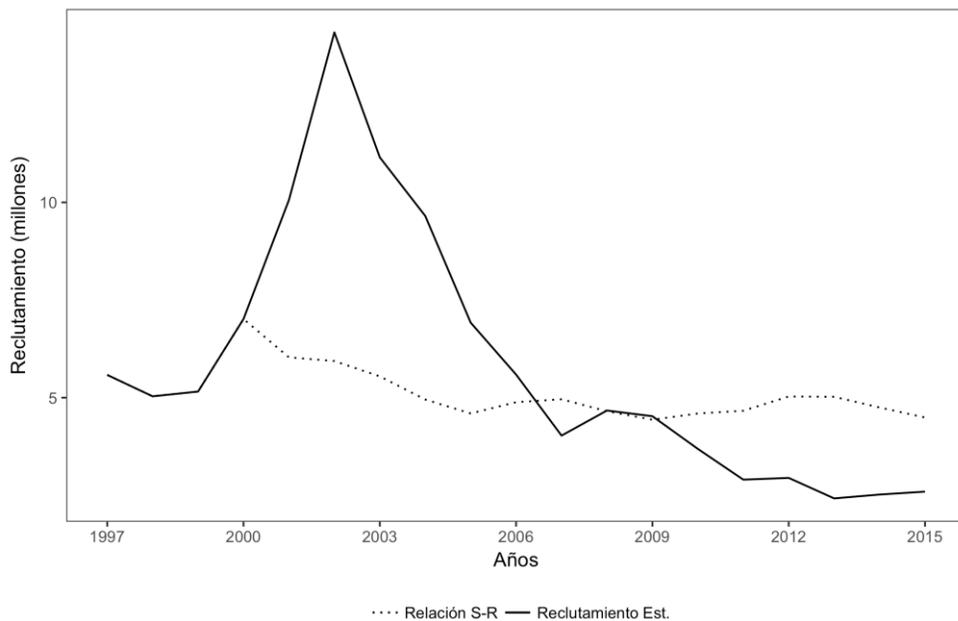


Figura 46. Evolución de los reclutamientos de jaiba 1997-2015 donde la línea segmentada representa el valor promedio estimado mediante una relación S-R de Beverton & Holt.



▪ **Selectividad y mortalidad por pesca**

Las variaciones en las composiciones de longitudes antes discutidas son explicadas por las variaciones en los reclutamientos y la mortalidad por pesca, y de esta última particularmente la selectividad, que muestra en general, que la explotación talla-específica no ha tenido mayores variaciones dado la utilización de un patrón de explotación constante a través de los años. El análisis indica que los individuos por sobre los 106 mm de LC se encuentran completamente reclutados al stock explotable, longitud que coincide con la cual se supone que más del 50% de los individuos en la población están maduros (**Figura 47**).

La mortalidad por pesca, en tanto, ha presentado variaciones relacionadas con los niveles de desembarques y ha mantenido una tendencia constante en los últimos años no obstante su natural variabilidad. Los niveles actuales de mortalidad por pesca de los individuos completamente reclutados superan el valor de mortalidad natural $M = 0.38 \text{ año}^{-1}$ utilizado en el caso base de la evaluación, destacándose el año 2002 con el máximo registro histórico de mortalidades por pesca (**Figura 48**). Más adelante se analiza el desempeño de esta variable respecto de mortalidades por pesca de referencia (F_{PBR}) utilizada para fines de diagnóstico.

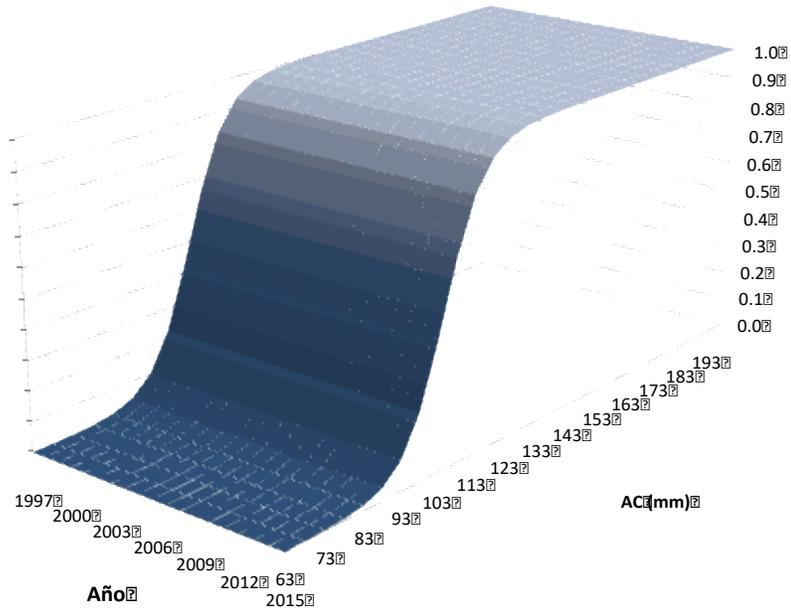


Figura 47. Variación en la selectividad talla-especifica de la jaiba 1997-2015.

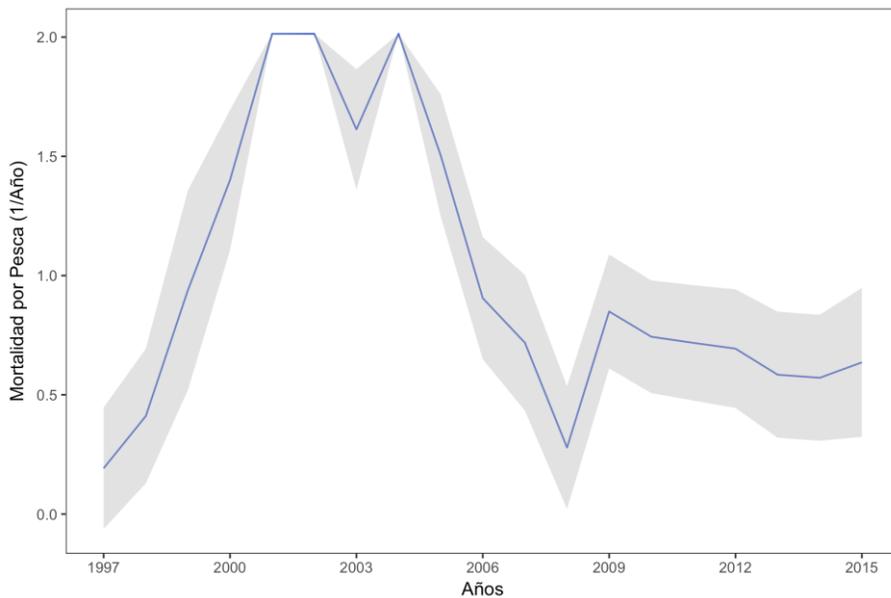


Figura 48. Mortalidad por pesca de individuos completamente reclutados de jaiba 1997-2015.



▪ **Biomasa**

La biomasa estimada en la Bahía de Ancud, de acuerdo a los datos ingresados al modelo indican una disminución progresiva de la biomasa total a través de los años. Si bien se observaron altos valores de reclutamiento entre los años 2001 y 2004, generando altos valores de biomasa estimados por el modelo para el mismo período, estos no fueron suficientes para sostener la fuerte explotación aplicada que a partir de ahí generó una disminución sostenida de las biomasas. Esto condujo a que la biomasa actual corresponda a la mitad de la biomasa total estimada para los primeros años de esta evaluación (**Figura 49**).

De la misma forma, tanto la biomasa desovante como la biomasa explotable presentan la misma trayectoria de disminución, evidenciando en el año 2009 un pequeño aumento para volver a caer en los años posteriores. La situación actual de la fracción desovante es la mas baja de la historia analizada en este trabajo con valores cercanos a las 554 toneladas, situación que no se relaciona con la mortalidad por pesca, puesto que a valores altos como a valores bajos de F , la biomasa desovante no se vió afectada, sugiriendo que la disminución en la biomasa podría estar condicionado a la similitud entre las ojivas de selectividad y de madurez.

Por su parte, la biomasa explotable refleja los cambios en las señales de la CPUE y corresponde a la fracción poblacional determinada por la selectividad. Esta biomasa es muy similar a la biomasa desovante debido a que la ojiva de selectividad se ubica muy cercana a la curva de madurez a la talla, y al igual que la biomasa desovante, es menos sensible a las variaciones en los reclutamientos (**Tabla 21**). Estudios anteriores han demostrado una fuerte correlación entre la biomasa desovante de jaiba y la mortalidad por pesca a través de los años (Canales et al., 2014; Yáñez et al., 2015) que indicaban valores entre un 70% y un 60% respectivamente; no obstante al realizar la evaluación en la bahía de Ancud para una zona más definida espacialmente la correlación existente entre la biomasa desovante y la mortalidad es casi cero.

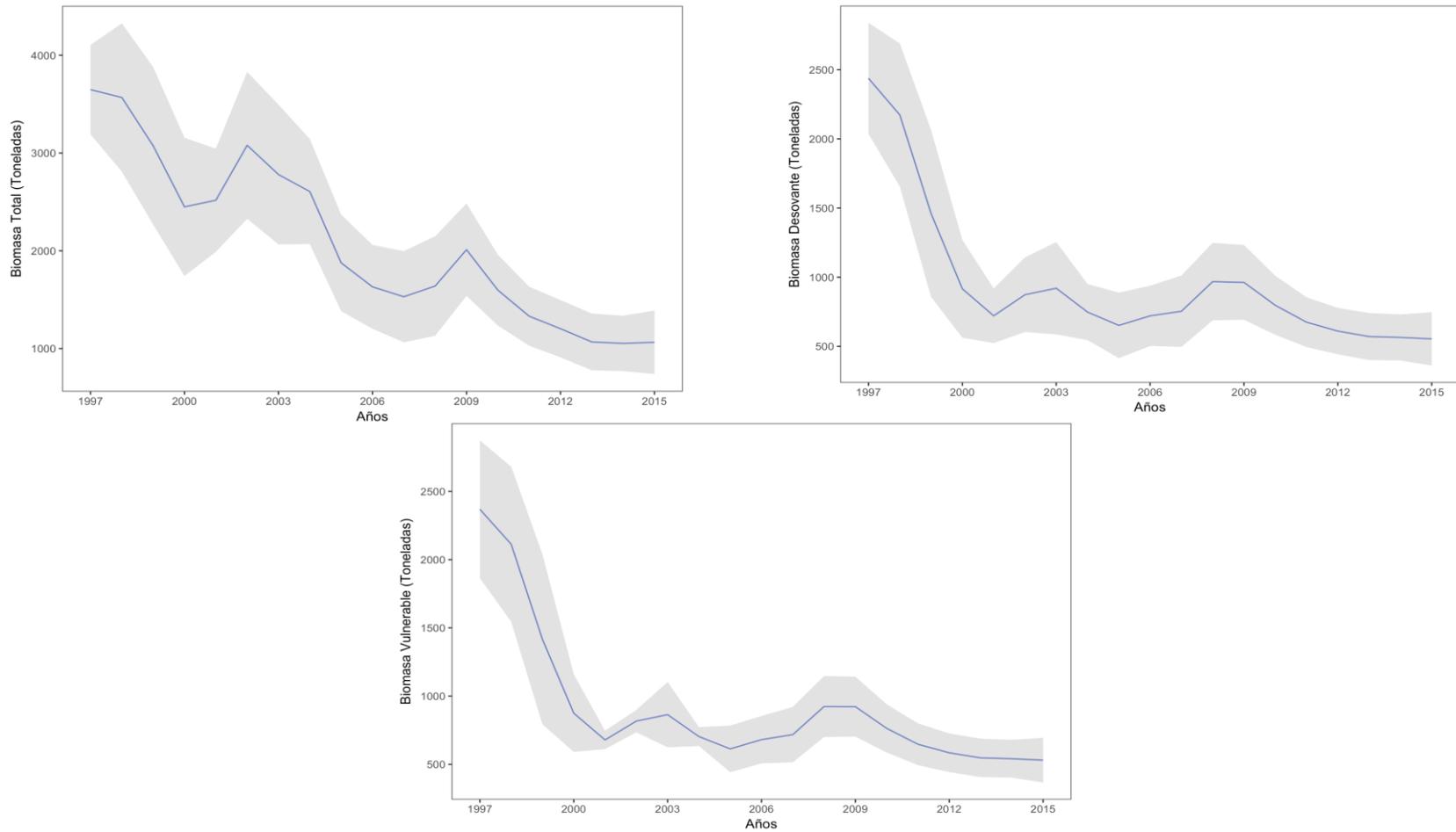


Figura 49. Evoluci3n de la biomasa total, explotable y desovante de jaiba 1997-2015.



Tabla 21.

Biomasa total (BT), desovante (BD), explotable (BE), reclutamiento (Rec, en millones) y mortalidad por pesca promedio (F) de jaiba 1997-2015.

Año	BT (t)	BD (t)	BE (t)	Rec (nº)	F (año⁻¹)
1997	3649	2438	2369	5583	0.19
1998	3568	2173	2113	5034	0.41
1999	3074	1460	1415	5157	0.94
2000	2449	916	875	7013	1.40
2001	2517	721	679	10062	2.01
2002	3079	873	817	14352	2.01
2003	2780	920	864	11152	1.61
2004	2606	748	704	9653	2.01
2005	1877	652	614	6921	1.50
2006	1632	721	681	5591	0.91
2007	1531	754	718	4029	0.72
2008	1640	968	924	4671	0.28
2009	2011	963	923	4525	0.85
2010	1599	797	764	3689	0.74
2011	1332	675	648	2902	0.72
2012	1203	611	585	2946	0.69
2013	1068	571	548	2421	0.58
2014	1053	565	542	2520	0.57
2015	1064	554	531	2594	0.64



5.2.2 Centolla

▪ CPUE como índice de abundancia

El rendimiento estandarizado utilizado como índice de abundancia para calibrar el modelo de evaluación de centolla correspondió a datos de captura por unidad de esfuerzo estandarizado, expresado en número de centollas/trampa. El análisis de los datos disponibles permite dar cuenta de la intencionalidad de pesca, con trampas adaptadas para la extracción de este recurso, las cuales son caladas en zonas conocidas por los pescadores, aumentando el rendimiento de pesca.

Los efectos explicatorios del rendimiento son materia del análisis a realizar, debiéndose considerar al menos factores como la zona de pesca, el mes, el año y la profundidad de calado de las trampas entre los más importantes.

En cuanto a la distribución del error, a menudo se considera que los datos positivos siguen una distribución gamma siempre que la relación empírica entre la media y la varianza de la CPUE sea descrita por un modelo de potencia, cuyo parámetro de poder es igual a 2 (Stefánsson, 1996; Brynjarsdóttir & Stefánsson, 2004). En el caso de la distribución de los datos de centolla, la relación entre la media y la varianza fue mayor y distinta de 2 por lo que se consideró una distribución log-normal de los datos.

La data de capturas por unidad de esfuerzo es expresada en número de centollas/trampa, específicamente número de centollas comerciales, filtrando la información para todas las centollas mayores a 120 mm LC. De toda la información obtenida por los observadores científicos en la pesquería de centolla de la XII región, se extrajeron los datos correspondientes a viajes en lanchas del tipo “extractivas”, dejando los datos de lanchas “acarreadoras” y lanchas “mixtas” fuera del análisis; esto con la finalidad de utilizar información de captura similar para todo el período, el cual correspondió a información obtenida desde el año 2007 al 2016, trabajando únicamente con trampas y líneas positivas. La distribución del error de observación, la cual es asumida log-normal es presentada en la **Figura 50**, con los histogramas en escala real y logarítmica.

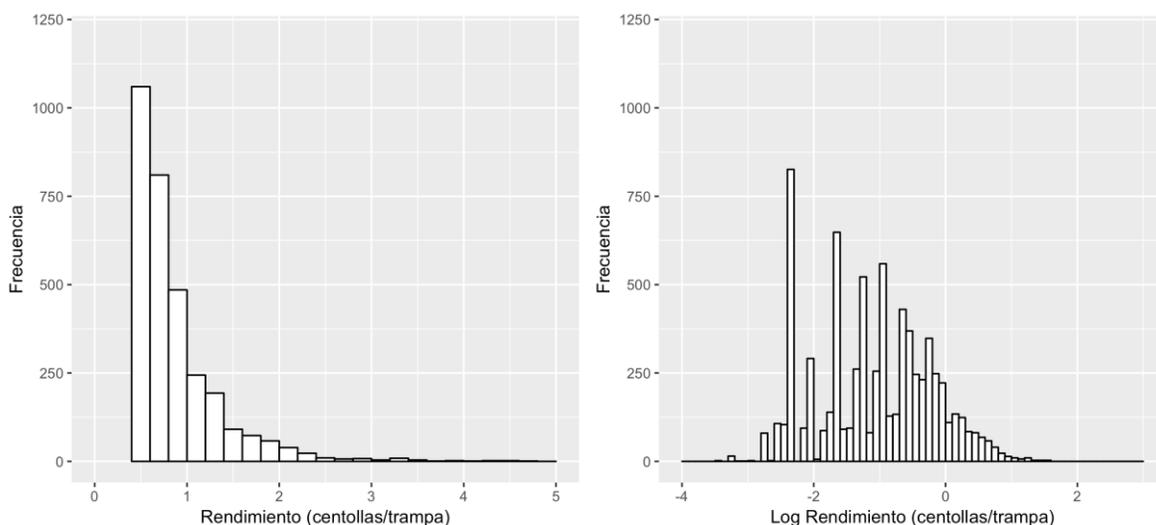


Figura 50. Histograma del rendimiento de pesca (centollas/trampa) y del logaritmo del rendimiento de pesca.

Las variables predictoras consideradas en el modelamiento de las tasas de captura involucran variables de tipo temporal de largo plazo (años), temporal de corto plazo (mes), variables espaciales y/o de distribución como las procedencias de pesca o la profundidad de calado (siendo esta última incluida a través de 4 grupos de 25 metros hasta los 100 m y un último grupo para trampas caladas mayor a 100 m), una variable que da cuenta del poder de pesca representada a través del código de barco y el tipo de carnada utilizada en cada trampa.

El modelo ajustado a los datos de rendimientos de pesca para centolla es un modelo de efectos fijos sin interacciones. En la **Tabla 22** se presentan el análisis y salidas estadísticas del modelo: la devianza, AIC y el test F; valores que indican que todos los factores incorporados en el modelo son significativos, siendo los más importantes el año y el mes, seguidos por la profundidad. Es importante mencionar que la variabilidad y baja representatividad de los otros factores a través del tiempo de muestreo no permitió incorporar estas variables en la construcción del índice de abundancia estandarizado, sin embargo, esto podría ser abordado más adelante, mediante una metodología que involucre el uso de modelos mixtos para lidiar con los factores menos representados a través del tiempo.

A partir del modelo ajustado se estimó el índice de abundancia relativa estandarizado (CPUE) observado en la **Figura 51**, en la que se puede observar que el modelo es capaz de recoger la tendencia proyectada por la cpue nominal a través de los años. Además, en la **Figura 52** se presenta una síntesis gráfica de los niveles estimados de cada uno de los factores fijos considerados en el modelo, donde cada nivel de los factores representa la diferencia con la media general del modelo.



Tabla 22.

Devianza, AIC y test F para los factores del modelo ajustado a los rendimientos de pesca. Los valores de las estadísticas corresponden al modelo con todos los factores en la primera lnea y luego excluyendo a cada uno de los términos.

	GL	Devianza	%Dev Expl	AIC	F	Pr(>Chi)
Todos		4780.3		17798		
Año	9	5394.4	74.9271301	18673	117.289	2.20E-16
Mes	4	4976.9	19.7627856	18088	69.606	2.20E-16
Profundidad	4	4828.8	5.31008428	17864	18.703	2.61E-15

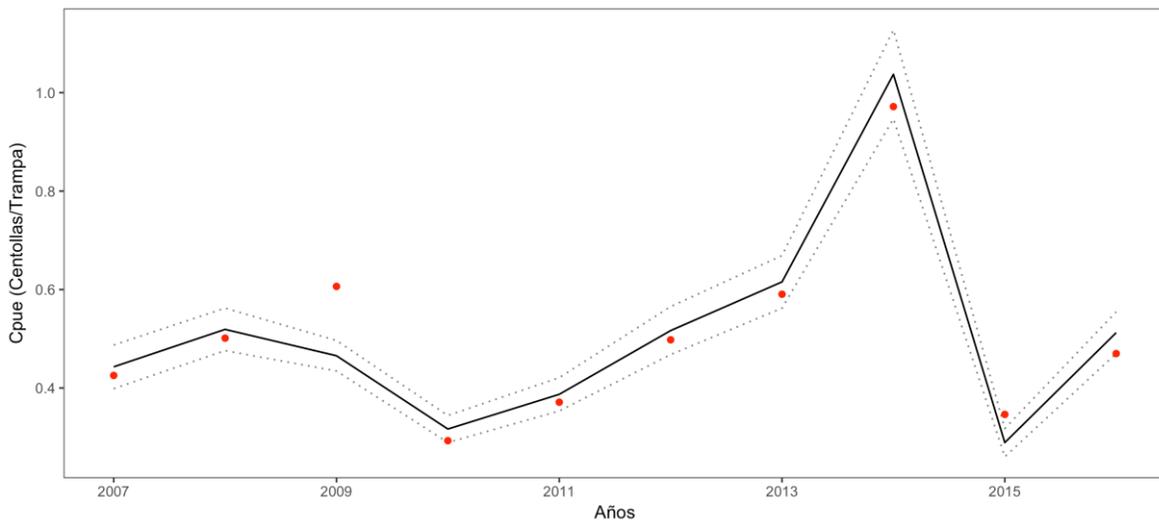


Figura 51. Captura por unidad de esfuerzo estandarizada (CPUE) para centolla durante los años 2007 - 2016. Intervalos de confianza del 95%. Los puntos representan a los rendimientos de pesca nominales en número de individuos por trampa.

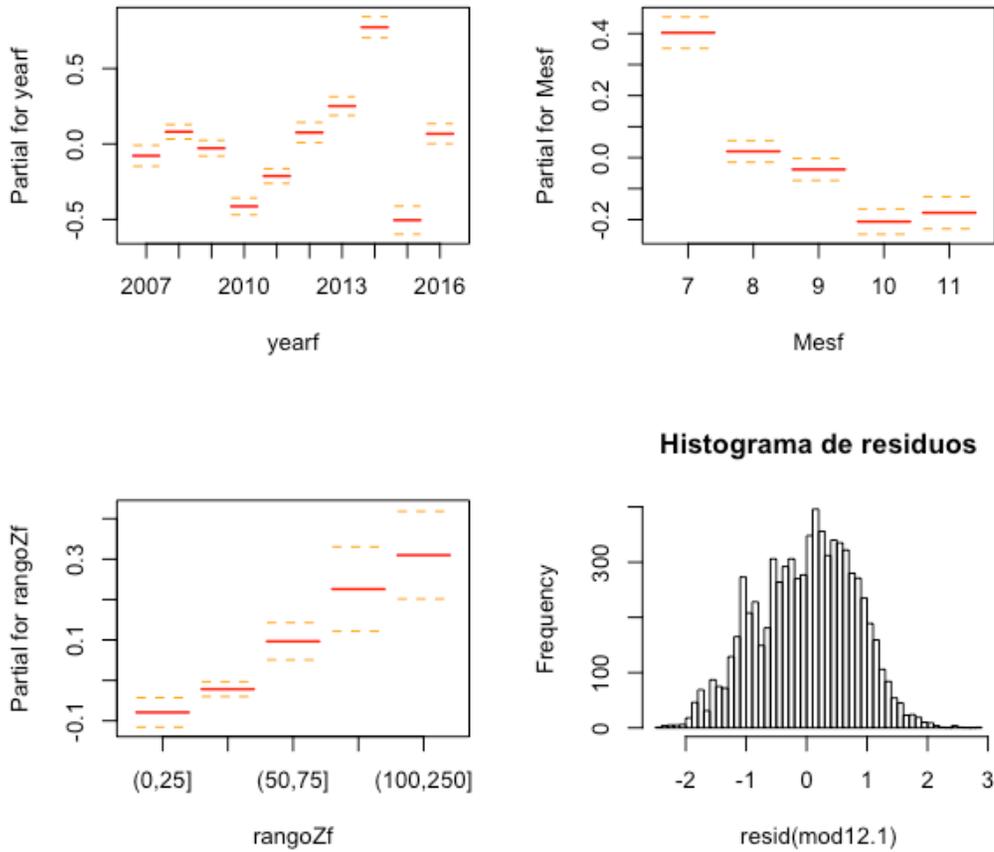


Figura 52. Diagrama de los factores del modelo ajustado a los rendimientos de pesca (log) de centolla. Se presenta adem3s el histograma de los residuos. Las variables del eje Y significan: yearf = A3os; Mesf = Meses; rangoZf = Profundidad de calado.



▪ **Ajuste del modelo de evaluación**

El modelo se ajusta de buena manera a los datos de desembarque, representando fielmente la trayectoria de estos desde el año 1961 hasta el 2015, con una muy leve tendencia asubestimar los últimos 4 años (**Figura 53**). En cuanto a la CPUE, el modelo presenta un mal ajuste a los valores observados de CPUE, perdiendo la tendencia general de los datos en los últimos años, probablemente provocado por la gran longitud de la serie de tiempo y la escasa información histórica.

Para los primeros años en donde no existen datos observados, el modelo estima valores altos, disminuyendo hasta alcanzar el primer valor observado en el año 1996. A partir de ese punto comienza a seguir una tendencia al aumento hasta alcanzar los valores actuales menores a 0.5 ind/trampa (**Figura 54**). Para el ajuste de este índice se considerará sólo un período de capturaridad.

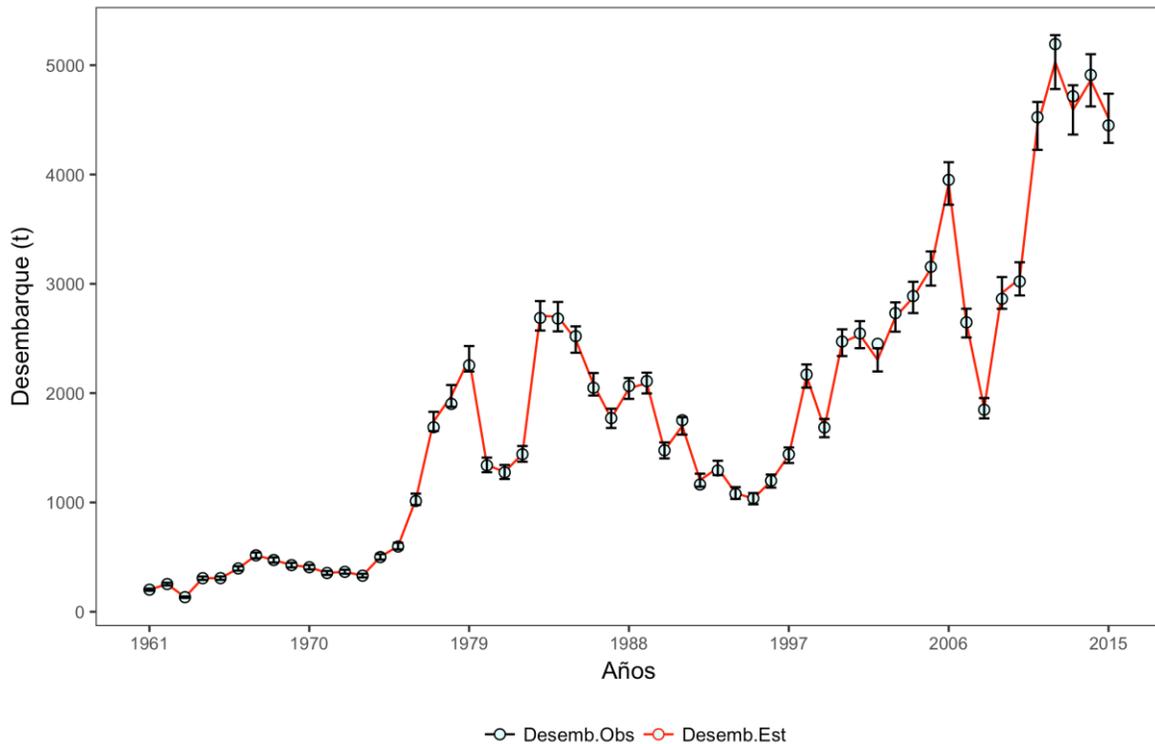


Figura 53. Ajuste del modelo a los datos de desembarque de centolla. Los círculos representan los datos y la línea continua a la estimación del modelo.

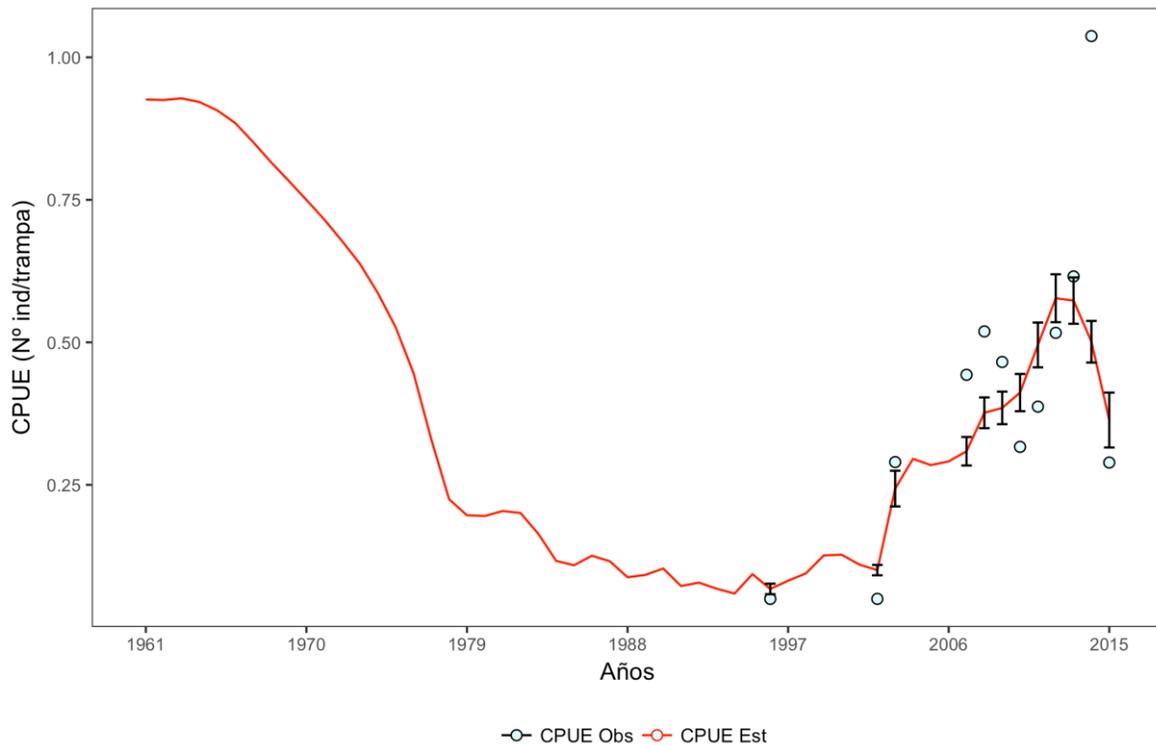


Figura 54. Ajuste del modelo a los datos de CPUE estandarizada de centolla. Los círculos representan los datos y la línea continua a la estimación del modelo.

Al igual que la evaluación anterior (2015), se optó por considerar sólo un período de selectividad dado la falta de información que sea capaz de sustentar la empleabilidad de más de uno de ellos. Considerando sólo este período, es posible observar que el modelo captura eficazmente las tendencias de la longitud a través del tiempo. La falta de datos a principios de la explotación no permite un buen ajuste para estos años. De manera opuesta, para los años más recientes, es posible observar que el modelo interpreta de mejor forma la estabilización de la talla promedio en el tiempo, sin embargo, hay que destacar que este indicador siempre ha superado la TML vigente y que el valor más bajo de la serie de tiempo correspondió a 124 mm LC durante el año 1989, mientras que para el año 2015 la longitud promedio se encontró sobre los 130 mm LC (**Figura 55**).

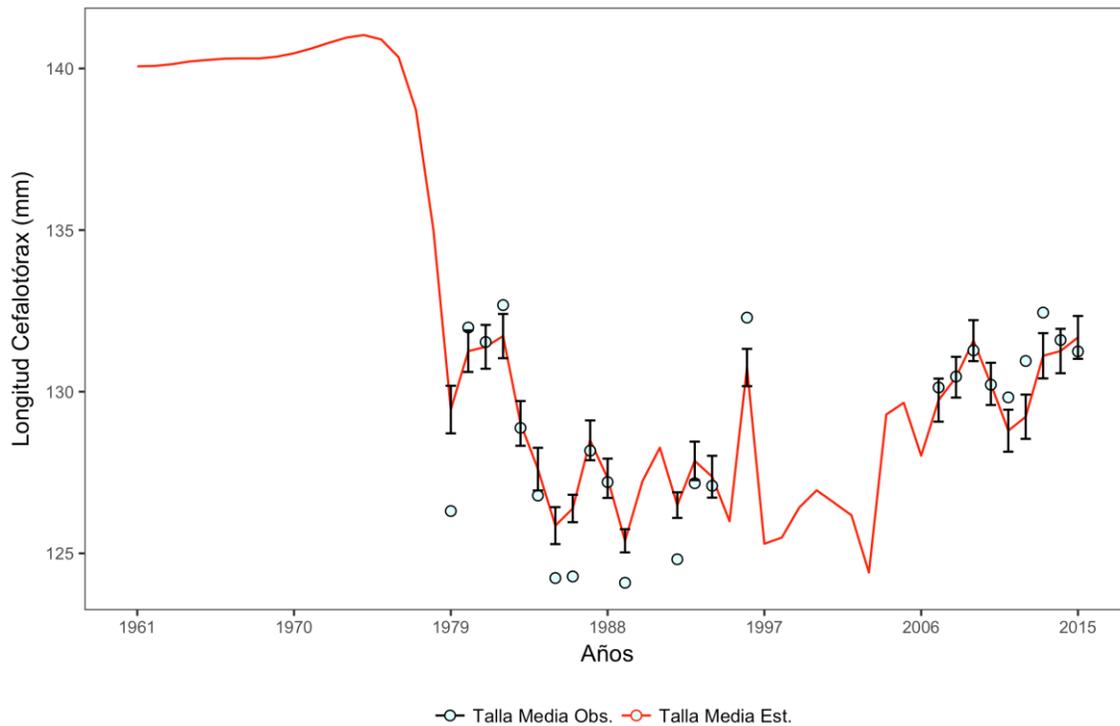


Figura 55. Ajuste del modelo a los datos de longitud promedio de centolla. Los círculos representan los datos y la línea continua al modelo.

En cuanto a las estructuras de tallas, es posible observar un buen ajuste del modelo a éstas, sólo a excepción de un par de años en que el modelo no es capaz de reproducir proporciones más altas para cierto rango de tallas como ocurre en los años 1992, 1996, 2009, 2010, 2012 y 2015 (**Figura 56**).

▪ **Análisis de Residuales CPUE y Desembarque**

Para el recurso centolla, en los desembarques existe un grupo de datos que podría estar alejándose del supuesto distribucional, correspondiendo a la gran diferencia de los valores desembarcados al inicio de la pesquería respecto de los valores que actualmente son extraídos (**Figura 57**). Del mismo modo, los residuales de la CPUE presentan valores alejados de la recta de la probabilidad (**Figura 58**).

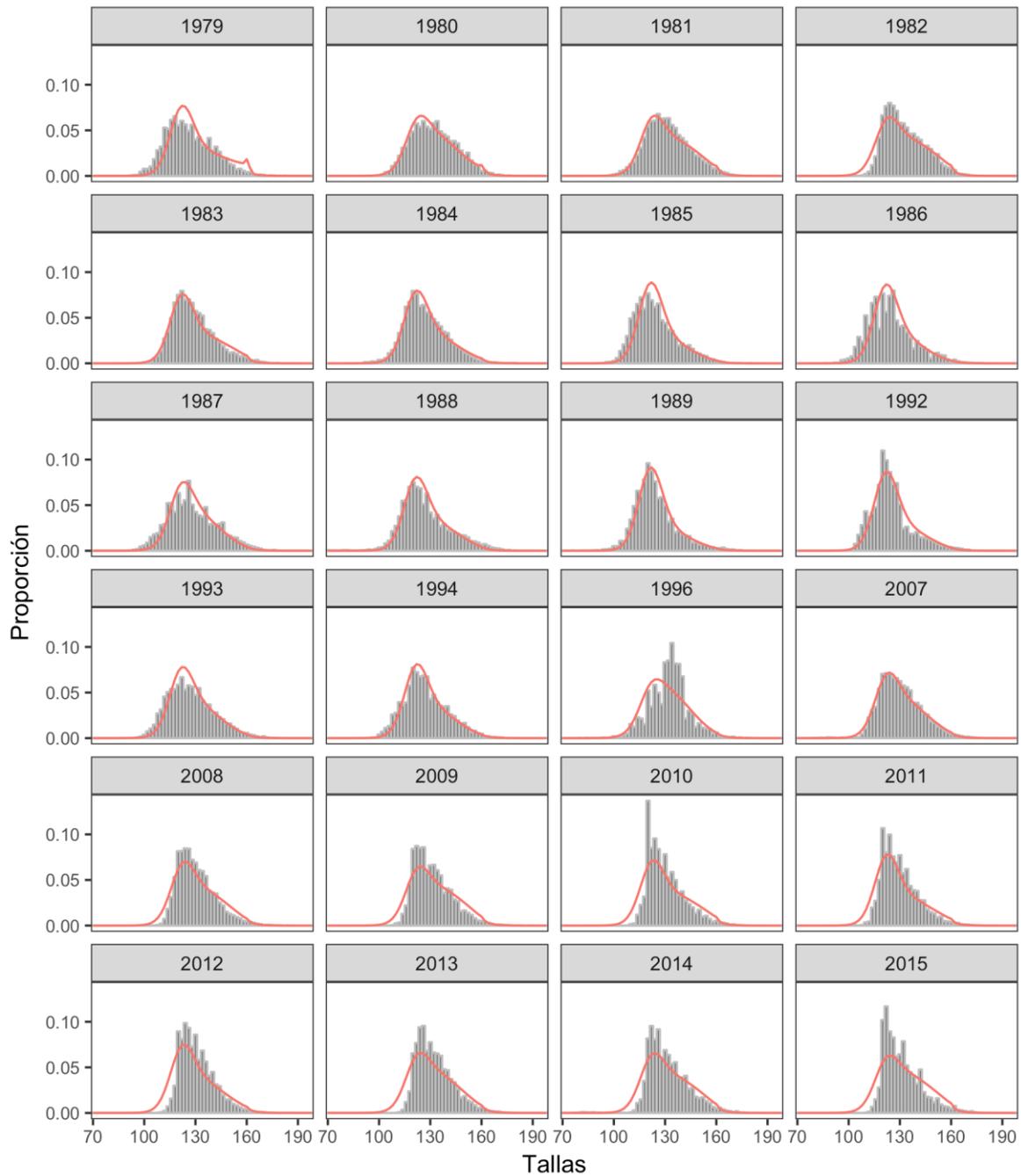


Figura 56. Ajuste del modelo (líneas) a las composiciones de longitudes (barras) de las capturas de centolla.

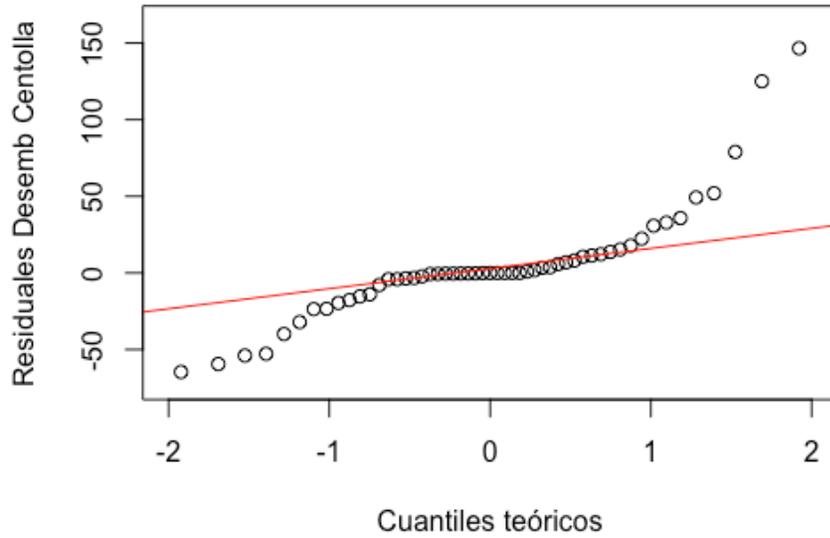


Figura 57. Residuales estandarizados de los ajustes a las series de desembarques en centolla.

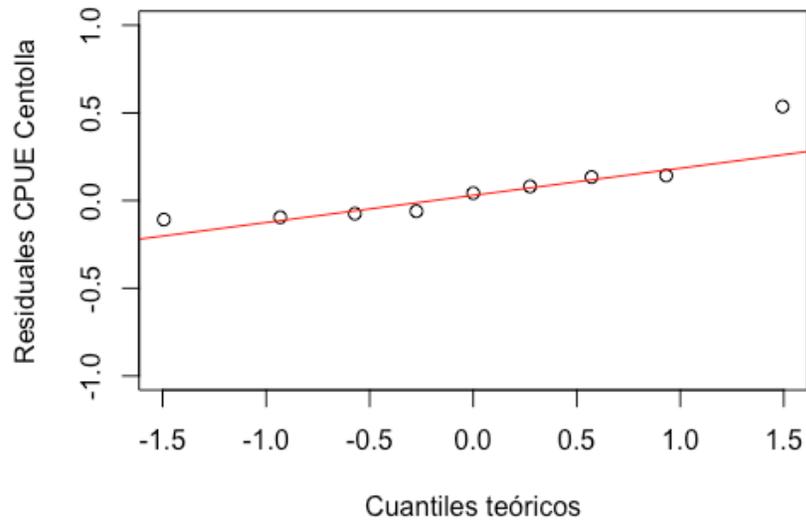


Figura 58. Residuales estandarizados de los ajustes a las series de CPUE en centolla.



▪ **Reclutamientos**

Al realizar el análisis de los reclutas y su distribución de acuerdo a las salidas otorgadas por el modelo de evaluación, es posible observar que los individuos que están ingresando a la pesquería lo hacen con una longitud media de 118 mm LC ($cv = 7.8\%$, **Tabla 23**), distribuyéndose en forma gaussiana a través de las tallas. (**Figura 59**). La ojiva de selectividad, con una longitud al 50% de explotación muy cercana a los 123.6 mm LC da cuenta que una importante proporción de los individuos recién reclutados están siendo sometidos a explotación. Además, es posible observar que todos los individuos explotados ya han alcanzado la madurez sexual, que de acuerdo a esta figura es estimada aproximadamente a los 78 mm LC.

La **Figura 60** muestra la variabilidad en el reclutamiento a través de los años, en donde es posible rescatar que entre el año 1977 y 1997 estos han estado variando en torno al promedio de largo plazo, mientras que para los últimos 16 años la variabilidad ha estado por sobre este promedio, mostrando incluso en el año 2011 el valor más alto de toda la serie (6.5 millones de individuos) para luego disminuir de manera abrupta hasta alcanzar un promedio de 2.5 millones de individuos en el año 2015.



Tabla 23.
Parámetros del modelo MODBENTOLL aplicado a datos de centolla.

Parámetros	Valor	Función	Objetivo	Componente	Gradiente	Máximo	
118			19384.88			0.13750	
logL50	log_sigma	log_Rmed	log_qflo	log_b	log_Lr	log_sr	log_beta
4.8169	3.0343	0.9009	-9.0968	0	4.7699	2.0477	0.5239
log_Lm	log_Rm	log_inf	log_K				
5.2983	0.6931	5.0887	-1.549				
log_desv_Rt							
1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968
-0.0023	-0.0391	-0.0516	-0.0683	-0.0899	-0.1174	-0.1520	-0.1950
1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976
-0.2466	-0.3071	-0.3756	-0.4497	-0.5254	-0.5961	-0.6509	-0.6701
1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984
-0.6111	-0.3607	0.2692	-0.3939	-0.2113	-0.2747	0.1595	0.0296
1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
0.2698	0.2026	-0.2851	-0.1099	0.2636	-0.1332	-0.4849	-0.0695
1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
-0.4615	-0.4151	0.1864	-1.2513	0.3293	0.2656	0.1925	0.1760
2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
0.1367	0.1263	1.0992	0.2122	0.3088	0.6582	0.2491	0.3643
2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	
0.2500	0.5881	0.9723	0.9689	0.5860	0.5567	0.1784	

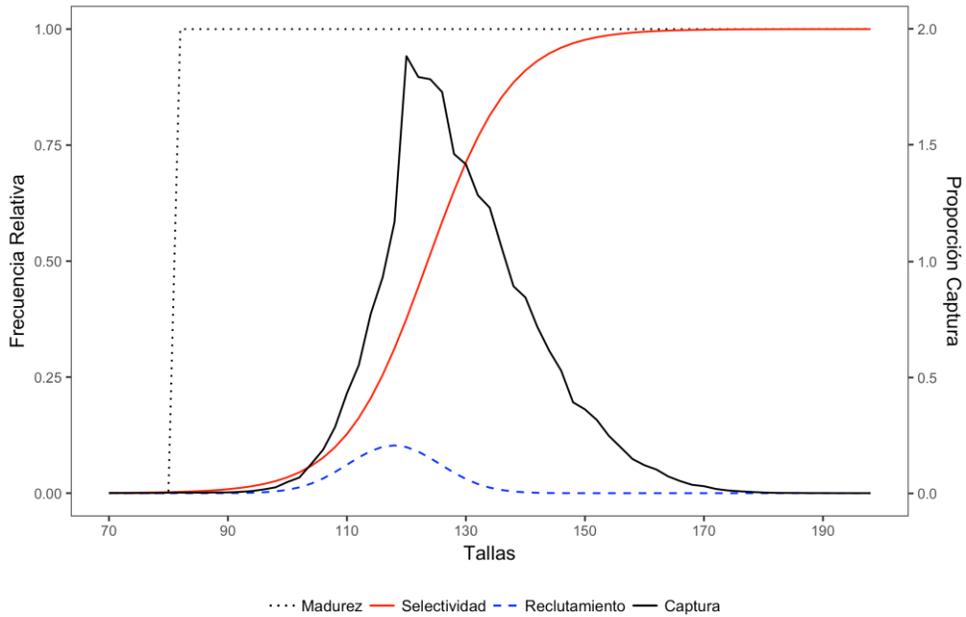


Figura 59. Selectividad promedio de los últimos años, capturas, madurez y distribución del reclutamiento por intervalo de longitud.

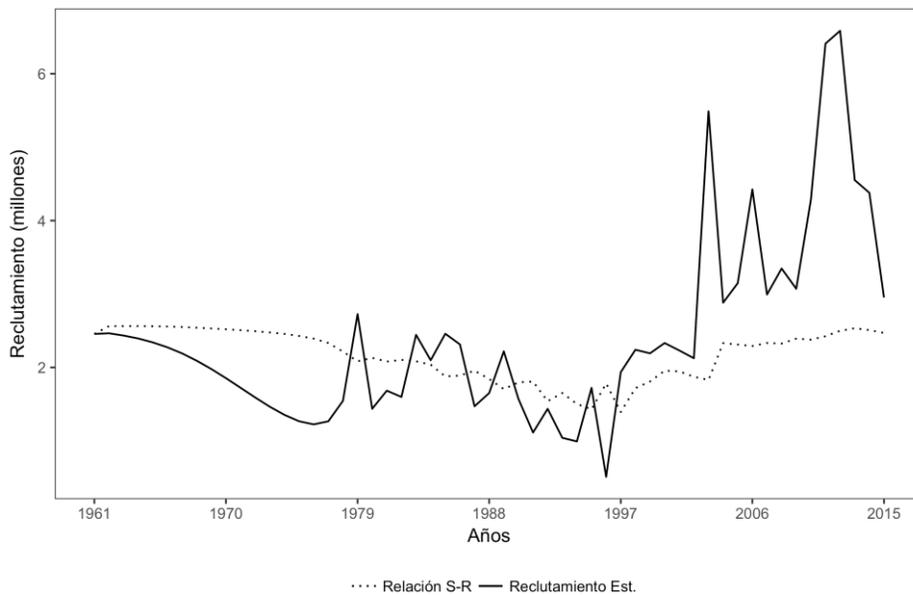


Figura 60. Evolución de los reclutamientos de centolla 1961-2015, donde la línea segmentada representa el valor promedio estimado mediante la relación S-R de Beverton & Holt.



▪ **Selectividad y mortalidad por pesca**

La selectividad es expresada a través de una función logística y puede ser observada en la **Figura 61**. De acuerdo a los resultados, su talla media de selectividad (L50) se encuentra alrededor de los 123 mm LC, muy cercana a la TML de extracción, lo cual indicaría que la pesquería esta centrada principalmente en capturar individuos maduros de acuerdo a lo mencionado anteriormente.

La mortalidad por pesca en centolla ha sufrido un aumento ininterrumpido a través del tiempo (**Figura 62**), con su respectiva variabilidad que ha permanecido constante en la serie histórica entre los años 1984 al 2003 en torno a valores de F cercanos a 2 año^{-1} . En el año 2008 la mortalidad por pesca presenta el valor más bajo entre los últimos 10 años para luego aumentar levemente encontrándose en 0.51 año^{-1} en el 2015.

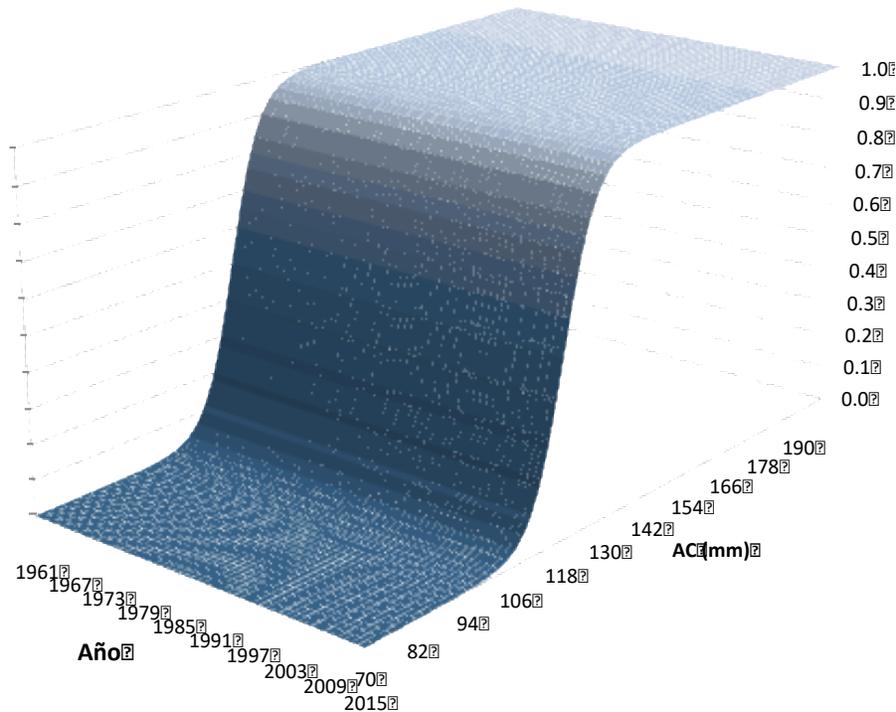


Figura 61. Variación en la selectividad talla-especifica de la centolla 1961-2015.

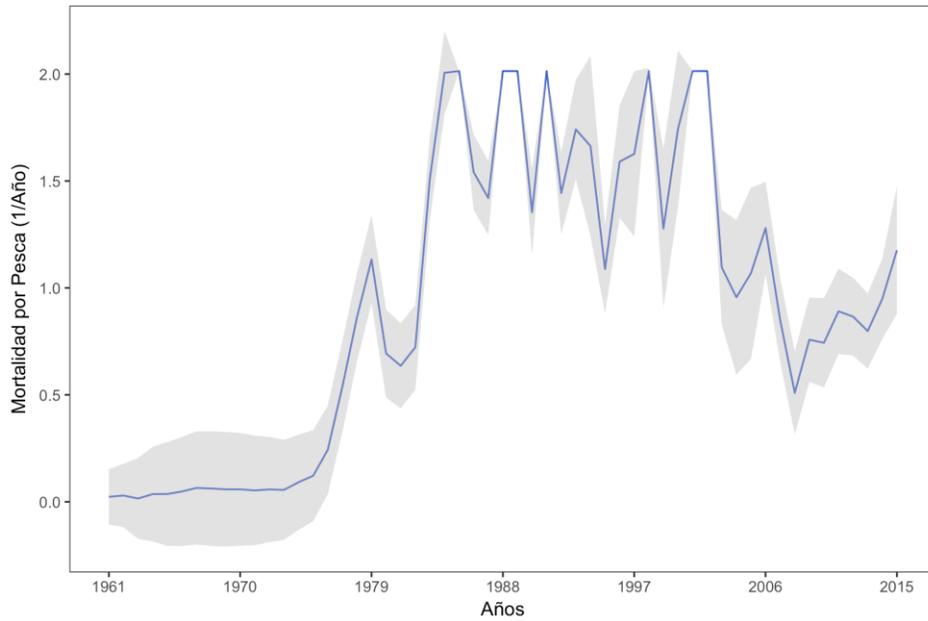


Figura 62. Mortalidad por pesca de los individuos completamente reclutados de centolla 1961-2015.



▪ **Biomasa**

La explotación de centolla data desde principios del siglo XX tal como se comenta en la sección de “Antecedentes”, sin embargo, es a partir de los 60’s cuando es posible observar capturas importantes proporcionalmente hablando (**Figura 63**). El estado virginal estimado para la centolla es cercano a las 12.8 mil toneladas, las cuales presentan una intensa caída dada el constante incremento en la mortalidad por pesca aplicada a través de los años, disminuyendo a niveles cercanos a las 2.2 mil toneladas en el año 1996, el menor volumen de biomasa total en toda la historia de esta pesquería. A partir de este año, la centolla comienza a experimentar un repunte en la biomasa total llegando a superar las 14 mil toneladas en el año 2012. Este repunte se ajusta particularmente al mismo período de años en que la mortalidad por pesca presenta valores más bajos del último período. La biomasa total estimada para el año 2015 fue de 9800 toneladas, las cuales provienen de una tendencia a la baja considerando los últimos 4 años.

Por su parte, la biomasa desovante al comienzo de esta serie alcanzaba valores apenas por sobre las 9 mil toneladas, lo que de acuerdo a estas estimaciones correspondería al 95% de la biomasa desovante virginal (BDo = 12 mil toneladas). Esta variable comienza a disminuir a través de los años, siguiendo la misma trayectoria que la biomasa total. Lo mismo ocurre con la biomasa explotable, en donde es posible observar que a partir del año 1986 y hasta el 2002 entra en una fase de estabilidad manteniéndose en valores muy bajos que fluctúan entre las 500 y 1000 toneladas, comenzando a aumentar a partir del año 2003 en adelante. Resulta conveniente por lo tanto, recordar que durante estos años (1984 - 2002) los valores de mortalidad por pesca alcanzaron los máximos valores de la historia, de igual modo, el valor de biomasa explotable para el año 2015 es de 3300 toneladas y la mortalidad por pesca en este mismo año se redujo a casi la mitad (1.17 año^{-1}) de su máximo peak histórico (2.01 año^{-1}). La situación actual de la biomasa desovante bordea las 4500 toneladas, correspondientes a un 47 % de la biomasa desovante virginal, sin embargo ha pasado a través de la historia de la pesquería por diversos escenarios que implican una alta variabilidad en los valores alcanzados por este indicador. Estos valores se encuentran resumidos además en la **Tabla 24**.

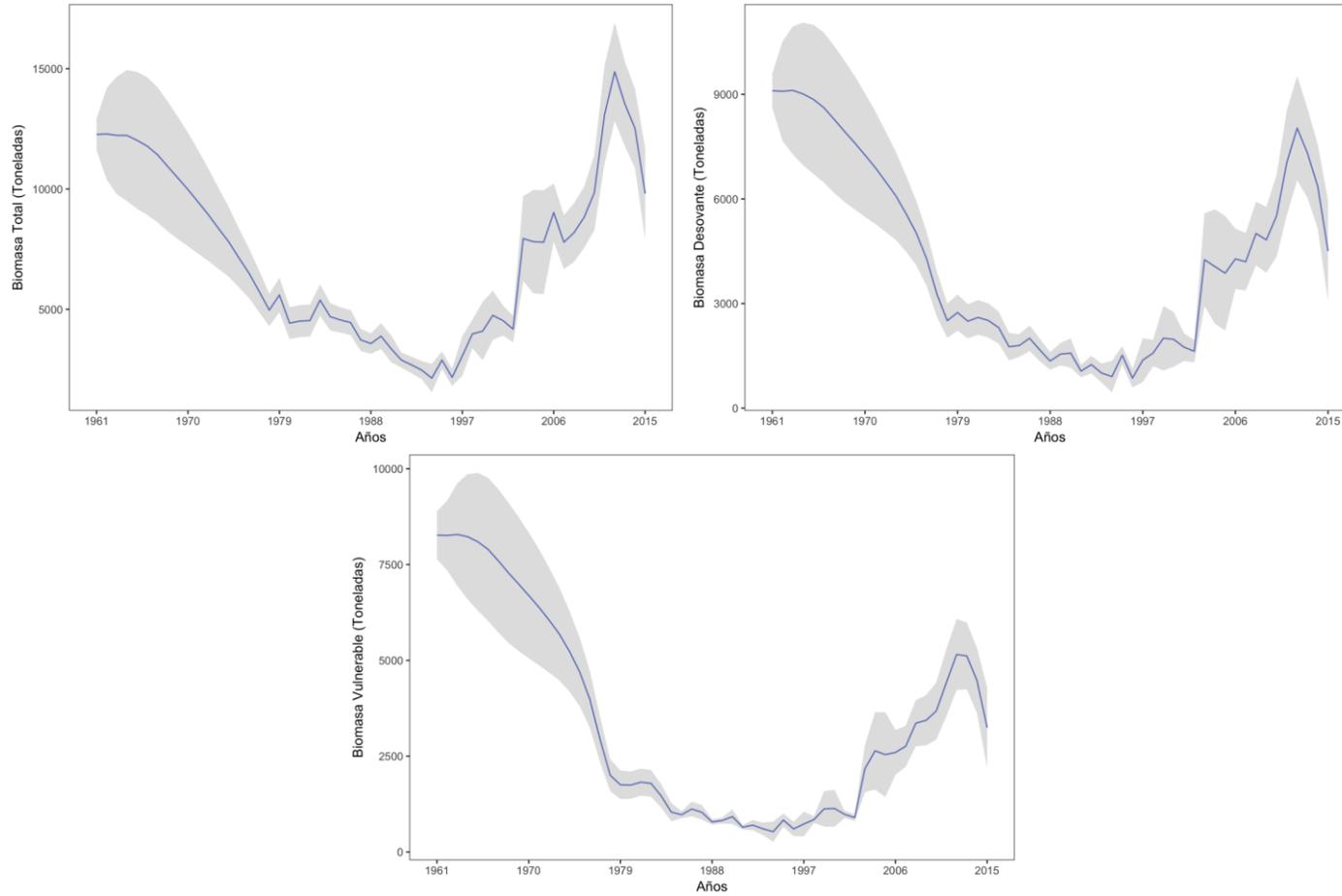


Figura 63. Evoluci3n de la biomasa total, explotable y desovante de centolla en los aros 1961-2015.



Tabla 24.
Biomasa total (BT), desovante (BD), explotable (BE), reclutamiento (Rec, en millones) y mortalidad por pesca promedio (F) de centolla 1961 - 2015

Año	BT (t)	BD (t)	BE (t)	Rec (nº)	F (año ⁻¹)
1961	12269	9103	8266	2456	0.02
1962	12290	9088	8259	2465	0.03
1963	12230	9113	8285	2434	0.02
1964	12227	9009	8228	2394	0.04
1965	12021	8854	8096	2341	0.04
1966	11780	8621	7900	2274	0.05
1967	11425	8284	7604	2191	0.07
1968	10938	7943	7289	2091	0.06
1969	10461	7611	6995	1978	0.06
1970	9978	7260	6694	1854	0.06
1971	9458	6900	6388	1722	0.05
1972	8933	6499	6050	1590	0.06
1973	8362	6090	5692	1464	0.06
1974	7809	5574	5236	1354	0.09
1975	7143	5015	4701	1267	0.12
1976	6506	4279	3984	1224	0.24
1977	5746	3262	2942	1266	0.54
1978	4967	2506	2005	1545	0.86
1979	5595	2741	1755	2726	1.13
1980	4425	2492	1744	1436	0.69
1981	4512	2601	1822	1684	0.64
1982	4533	2511	1791	1598	0.72
1983	5384	2305	1465	2444	1.51
1984	4694	1761	1040	2098	2.01
1985	4557	1795	973	2459	2.01
1986	4451	2003	1122	2313	1.54
1987	3728	1665	1036	1471	1.42
1988	3576	1349	785	1651	2.01
1989	3884	1549	822	2219	2.01
1990	3358	1577	921	1572	1.35
1991	2893	1060	647	1113	2.01
1992	2690	1247	701	1436	1.44
1993	2474	1005	604	1041	1.74
1994	2140	904	530	992	1.66
1995	2888	1515	834	1721	1.09
1996	2171	859	601	510	1.59
1997	3063	1376	731	1936	1.63
1998	3978	1579	846	2241	2.01
1999	4094	2003	1127	2192	1.28
2000	4749	1971	1138	2332	1.74
2001	4534	1748	982	2231	2.01
2002	4177	1630	897	2125	2.01
2003	7940	4257	2173	5489	1.10
2004	7811	4061	2639	2882	0.96
2005	7790	3869	2541	3148	1.07
2006	9021	4280	2599	4426	1.28
2007	7787	4198	2758	2993	0.85
2008	8190	5010	3360	3347	0.51
2009	8832	4825	3437	3071	0.76
2010	9855	5513	3676	4282	0.74
2011	13087	7050	4422	6411	0.89
2012	14875	8031	5154	6586	0.87
2013	13538	7312	5117	4552	0.80
2014	12520	6356	4473	4379	0.95
2015	9812	4509	3247	2952	1.18



5.3 Objetivo específico 3

Analizar las distintas alternativas de Captura Biológicamente Aceptable para estos stocks acorde con las estrategias de explotación y reglas de control previamente definidas y considerando los posibles estados de la naturaleza, con sus respectivos análisis de riesgo, incluyendo análisis en horizontes de mediano y largo plazo, según requerimiento.

5.3.1 Jaiba

- **Puntos Biológicos de Referencia y diagnóstico de la población**

El diagnóstico de la población de Jaiba es evaluado considerando cálculos basados en la reducción de la biomasa desovante virginal (%BDo) junto a la estimación de la mortalidad por pesca de referencia (Puntos Biológicos de Referencia, PBR). La biomasa desovante virginal corresponde a la biomasa que se obtendría sin explotación ($F=0$) a partir del reclutamiento promedio. Este indicador incorpora las variaciones debidas tanto al efecto de la pesca como los de productividad.

El %BDo ha sido empleado para definir puntos biológicos de referencia en muchas pesquerías, donde varios estudios (Clark, 1991; Francis, 1993; Thompson, 1993; Mace, 1994) sugieren que se pueden producir rendimientos promedios próximos al Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) cuando esta razón se encuentra en el rango 40% – 60%, y que muchas pesquerías tienen un alto riesgo de colapsar cuando el %BDo se ubica por debajo del 20%. Como punto biológico de referencia proxy del Rendimiento Máximo Sostenible se propone el 40% BDo, de acuerdo a lo planteado en la sección de Metodología, valor para el cual la escala de mortalidad por pesca fue estimada proyectando la población 15 años en el futuro con reclutamiento constante basado en el reclutamiento promedio histórico, frente a 4 valores de F correspondientes a $F_{30\%}$, $F_{40\%}$, $F_{45\%}$ y F_{sq} (status quo). El valor de $F_{40\%}$ fue igual a 0.55, valor que corresponde al proxy de la mortalidad por pesca al máximo rendimiento sostenible, en tanto que el 40% de la biomasa desovante virginal se estima en 1620 toneladas como biomasa desovante objetivo (**Tabla 25**).

En la **Figura 64** se resumen los análisis relativos a la jaiba destacándose que la reducción de la población al 2015 llega al 14%, lo cual lo sitúa en la condición de **agotado** para la zona de Ancud, mientras que el valor $F/F_{40\%} = 1.16$ corrobora la situación de sobrepesca y agotamiento. Se estima que esta condición se ha mantenido desde finales de los 90's, cuando el aumento de los desembarques por sobre las mil toneladas, con tasas de mortalidad por pesca muy elevadas desde al año 2000 al año 2005 producen la sobreexplotación del recurso, la cual más tarde provocaría que la biomasa cayera bajo el 40% de BDo y con esto su condición de agotado (**Figura 65**).

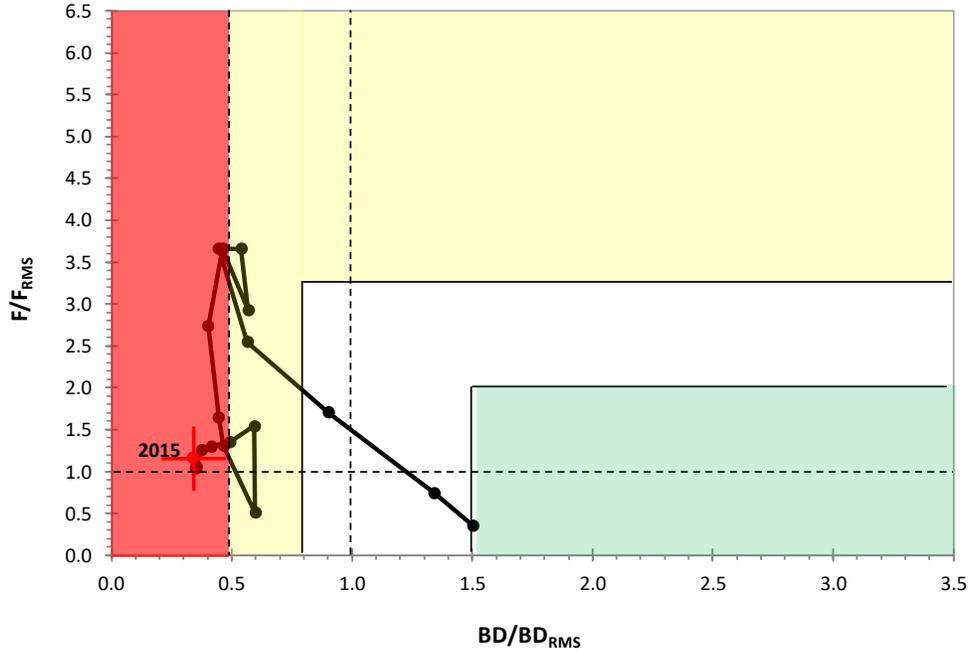


Figura 64. Diagrama de explotación B-F de la jaiba marmola durante los años 1997-2015. Los ejes en rojo representan los límites relativos al 40% de la biomasa desovante virginal y a la mortalidad por pesca relativa al F45% para el último año (2015).

Tabla 25.
Principales indicadores de jaiba.

BD_0	BD_{2015}	BD_{RMS}	F_{2015}	F_{RMS}
4050	554	1620	0.64	0.55

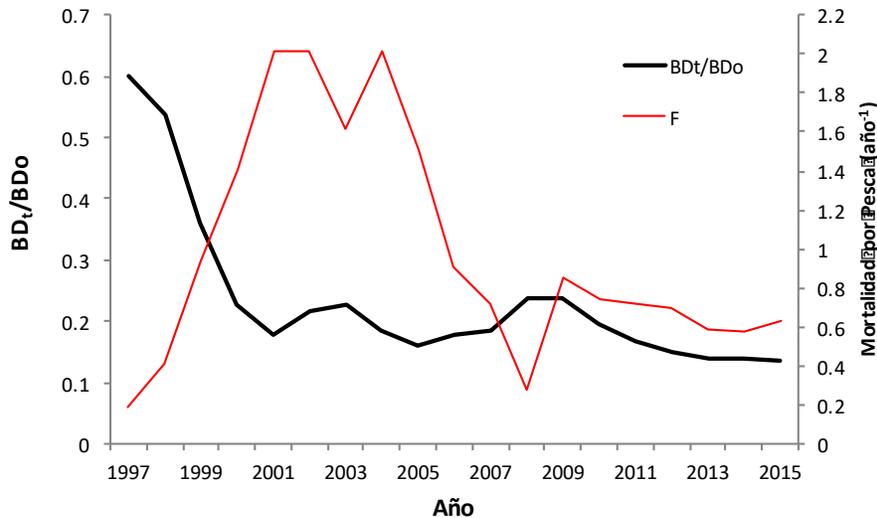


Figura 65. Reducción de la biomasa desovante virginal y variación de la mortalidad por pesca de jaiba 1997-2015. En línea roja se indica el límite de sobrepesca en la mortalidad F.

▪ Análisis de incertidumbre

De acuerdo con Rosenberg & Restrepo (1992) existen cinco tipos de incertidumbre las que se refieren a: 1) incertidumbre debido al error en la medición, 2) incertidumbre del proceso (referido a la dinámica poblacional), 3) incertidumbre del modelo, 4) incertidumbre en la estimación y 5) incertidumbre en la implementación del manejo pesquero. A menudo la segunda y la cuarta son las que concitan mayor interés desde la evaluación de stock siendo la primera de estas la más importante debido a que en este tipo de evaluaciones, existen supuestos sobre parámetros o procesos poblacionales que suponemos conocidos (también llamada incertidumbre estructural). Además de lo anterior, se considerarán, dentro de este análisis, las recomendaciones realizadas por el evaluador externo, en el trabajo ejecutado el año 2014 y 2015.

En este trabajo se consideran como principales fuentes de incertidumbre o escenarios de modelación el número de edades en las capturas, tamaño muestral, variabilidad de la CPUE y capturas e influencia de los reclutamientos en el estado actual de los recursos.

La **Tabla 26** muestra las variaciones de los datos de entrada, con respecto al Escenario Base.



Tabla 26.

Datos de entrada y principales fuentes de variabilidad consideradas en el presente estudio.

Caso	CV CPUE	Tamaño muestral	Parámetros Crecimiento y M	Ojiva de Madurez
Base	0.15	25	Estimados	Pardo <i>et al.</i> , 2009
S1	0.15	25	Yáñez <i>et al.</i> , 2015	Pardo <i>et al.</i> , 2009
S2	0.15	25	Canales <i>et al.</i> , 1997	Pool & Canales, 1995
S3	0.15	250	Canales <i>et al.</i> , 1997	Pardo <i>et al.</i> , 2009
S4	0.15	100	Canales <i>et al.</i> , 1997	Pardo <i>et al.</i> , 2009
S5	0.3	25	Canales <i>et al.</i> , 1997	Pardo <i>et al.</i> , 2009
S6	0.4	25	Canales <i>et al.</i> , 1997	Pardo <i>et al.</i> , 2009

Los resultados muestran que el “Caso Base” es el escenario más pesimista al ser comparado con los escenarios restantes. Es posible observar que el S2 (ojiva de madurez más desplazada a la derecha) presenta un mínimo impacto en términos de verosimilitud con respecto al Caso Base, sin embargo, es el escenario que presenta la peor condición del stock en términos de la relación BD/BDo con respecto a los otros escenarios. Al contrario, el escenario que entrega una mejor condición del recurso es el S6, el cual otorga un mayor valor al coeficiente de variación en el índice de abundancia, recargando la mayor responsabilidad de la calibración del modelo en los desembarques y en las estructuras de tallas. (Tabla 27y Figura 66).

Tabla 27.

Variables de desempeño y log-verosimilitud marginal según caso de análisis en la evaluación de stock de jaiba.

Caso	BDo	% BD/BDo	CPUE	Log Verosimilitud			
				Desemb	Prop	Desv Rec	Total
Base	4050.98	13.67%	2.03	0.14	925.68	8.13	935.99
S1	5181.87	25.22%	6.15	0.30	932.19	11.02	949.69
S2	2764.09	20.68%	4.35	0.18	936.67	8.88	950.07
S3	3469.40	22.49%	15.99	1.10	9296.93	17.22	9331.25
S4	3639.32	22.88%	11.05	0.52	3725.25	12.80	3749.63
S5	4068.37	29.22%	4.28	0.06	933.21	6.77	944.32
S6	4246.41	33.96%	4.01	0.04	932.56	5.30	941.92

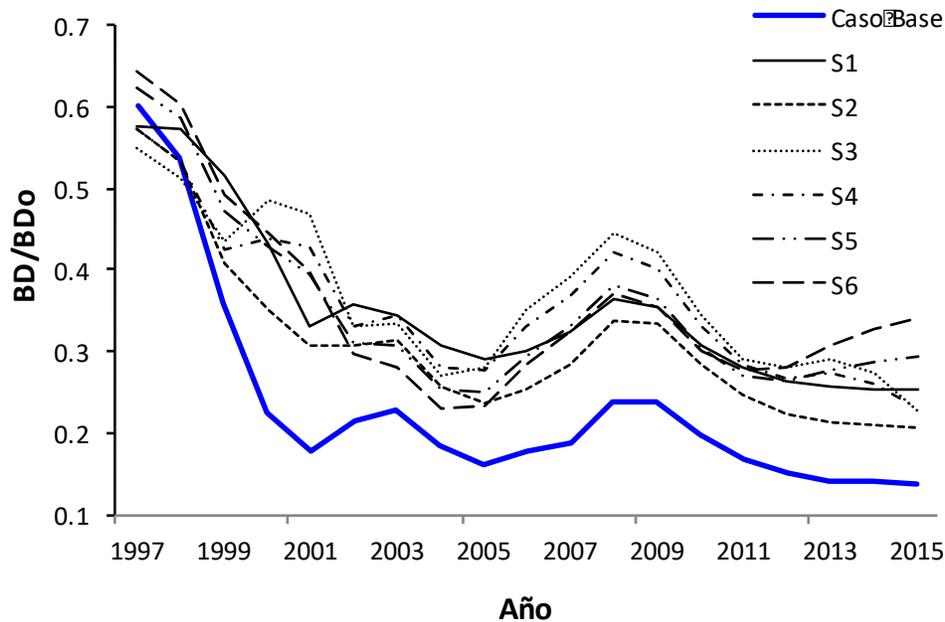


Figura 66. Reducción de la biomasa desovante virginal para 4 escenarios de análisis.

▪ Perspectivas de explotación

Se realizó un análisis de simulación para lograr una mejor comprensión de cómo cambios hipotéticos en la cantidad de captura o esfuerzo de pesca podrían afectar la población de jaiba en el largo plazo. La condición actual de la jaiba sugiere establecer una política de mortalidad por pesca constante, en la cual la captura sea proporcional y reflejo de los cambios en biomasa.

La proyección de reclutamientos consideró el valor promedio de largo plazo derivado de la evaluación de stock, mientras que los criterios de explotación fueron los distintos valores de PBRs mencionados anteriormente. Para cada uno de estas estrategias se estimó la trayectoria de biomasa, desembarques y reducción de la población a futuro.

Las proyecciones de la biomasa desovante y las capturas se entregan en las **Figura 67** y **Figura 68**. De estas destaca que, para todas las mortalidades por pesca evaluadas, la biomasa desovante aumentaría, al igual que las capturas. Mantener el actual nivel de mortalidad por pesca significaría aumentar la condición del recurso a largo plazo, pasando desde un 14% a un 34%, mientras que las capturas, en el largo plazo, no superarían las 648 toneladas. Un resumen de las consecuencias a nivel de la población y manejo pesquero se indican en la **Tabla 28**.

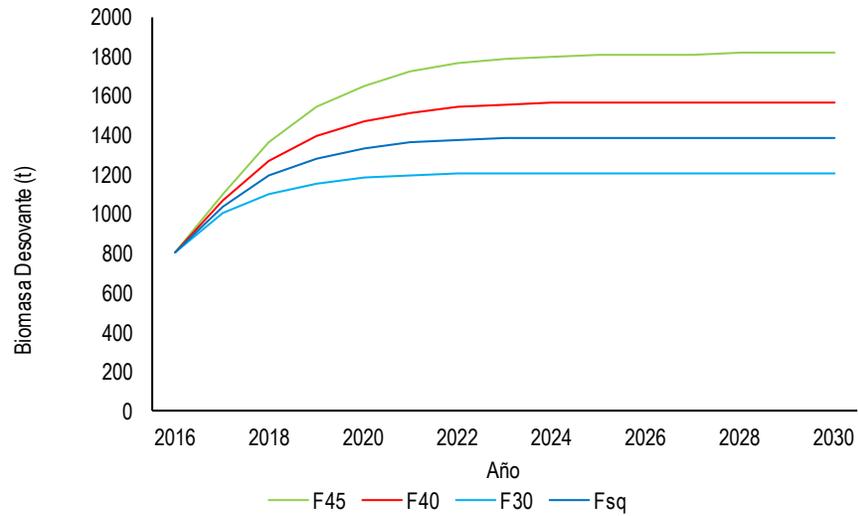


Figura 67. Biomasa desovante de jaiba proyectada al año 2030 bajo diferentes criterios de explotación.

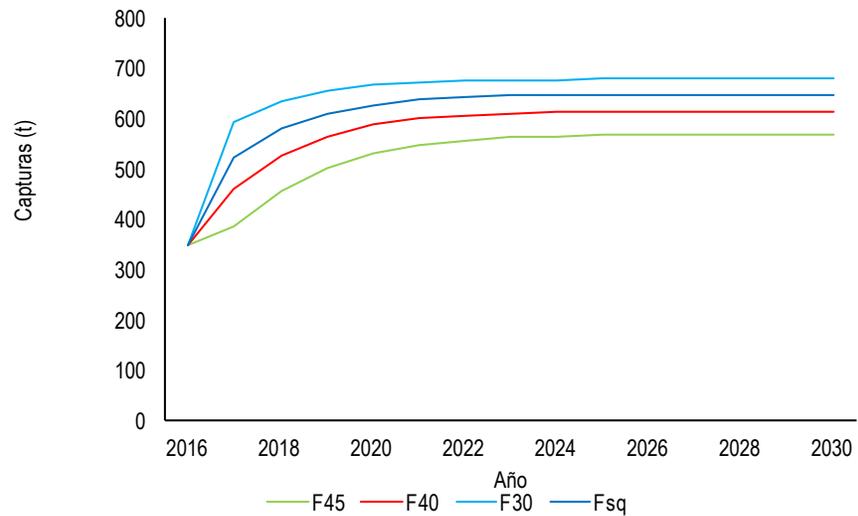


Figura 68. Capturas de jaiba proyectada al año 2030 bajo diferentes criterios de explotación.



La recuperaci3n de la biomasa al criterio 40%BD₀ (proxy de B_{RMS}) implica incrementar casi tres veces la biomasa actual (BD₂₀₃₀/BD₂₀₁₅=2.83). En cuanto a las capturas, se observa que con el criterio de manejo propuesto F_{40%}, la captura en el corto plazo podr3a aumentarse alrededor de las 460 toneladas, las que en el largo plazo podr3an alcanzar, como referente de rendimiento m3ximo sostenible, un valor de 616 toneladas.

Tabla 28.

An3lisis de proyecci3n para jaiba marmola: Capturas de corto (2016) y largo plazo, raz3n de la biomasa desovante futura respecto de la actual (BD/BD₂₀₁₅) y reducci3n de biomasa virginal de largo plazo (RBD_{lp}) para distintos criterios de explotaci3n

	Multiplicador de F			
	F30%	F40%	F45%	Fsq (0.64)
Captura cp ₂₀₁₇	595	461	388	523
Captura lp ₂₀₃₀	678	616	569	648
BD ₂₀₃₀ /BD ₂₀₁₅	2.18	2.83	3.27	2.50
RBD lp ₂₀₃₀	30%	40%	45%	34%

5.3.2 Centolla

▪ Puntos Biol3gicos de Referencia y diagn3stico de la poblaci3n

Tal como para jaiba, en centolla tambi3n se determinan los Puntos Biol3gicos de Referencia (PBR) mediante c3lculos basados en la reducci3n de la biomasa desovante virginal (%BD₀) y una mortalidad por pesca de referencia. El punto de referencia proxy del Rendimiento M3ximo Sostenible propuesto en centolla es el 40% BD₀ y se estima la mortalidad por pesca proyectando la poblaci3n a 15 a3os en el futuro con reclutamiento constante basado en el promedio hist3rico al igual que en jaiba, frente a 4 PBRs preestablecidos, a saber F_{30%}, F_{40%} y F_{45%}, sumado a la condici3n de mantener el recurso bajo la misma presi3n pesquera, F_{sq}.

La **Figura 69** resume el an3lisis de la condici3n del recurso a trav3s de la historia de su pesquer3a seg3n esta evaluaci3n. Es posible observar que para el a3o 2015 la BD se encuentra muy cercana al l3mite entre las zonas definidas como "plena explotaci3n" y "sobre explotaci3n" de acuerdo a los l3mites establecidos para los crust3ceos en Chile de acuerdo a Pay3 *et al.* (2014). Sin embargo, en a3os anteriores, la centolla se ha encontrado en la zona que define la situaci3n de un recurso como "agotado", siendo los a3os de mayor riesgo entre 1984 y 2002 con valores entre 2.2 y 5% BD/BD₀.



Por último, en la **Figura 70** se observa el contraste entre la mortalidad por pesca y la reducción del stock (BD/BD₀), en donde los años con las tasas de mortalidad por pesca más altas son los que presentan la mayor reducción del stock de centolla. En la **Tabla 29** es posible observar los principales indicadores de centolla, salidos desde esta evaluación.

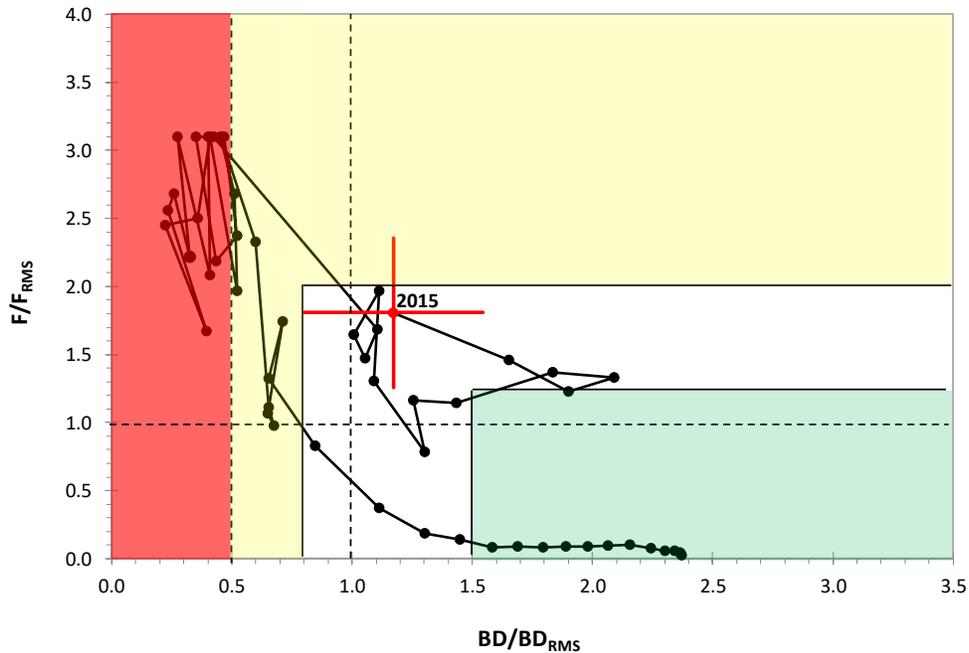


Figura 69. Diagrama de explotación B-F de la centolla 1961-2015. Los ejes en rojo representan los límites relativos al 40% de la biomasa desovante virginal y a la mortalidad por pesca relativa al F40% para el último año (2015).

Tabla 29.
Principales indicadores de centolla.

BD ₀	BD ₂₀₁₅	BD _{RMS}	F ₂₀₁₅	F _{RMS}
9615	4508	3846	1.18	0.65

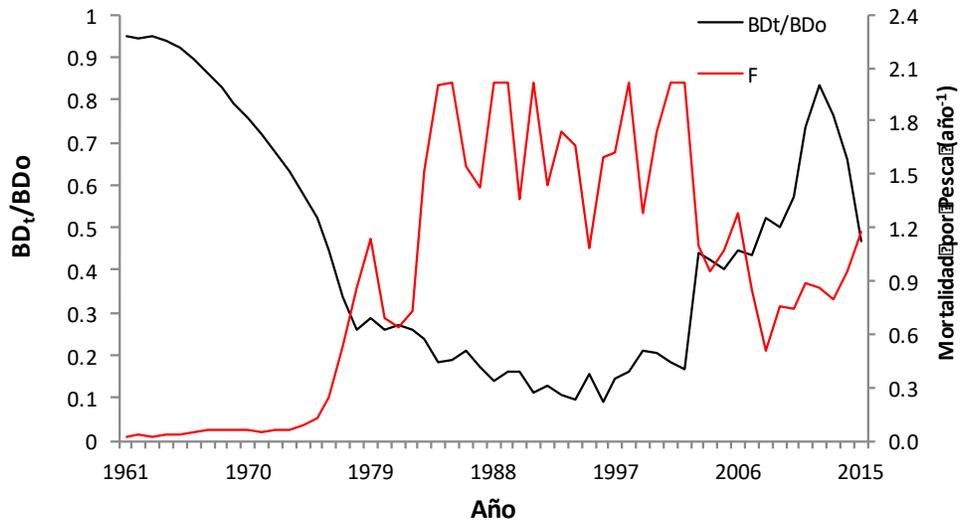


Figura 70. Reducci3n de la biomasa desovante virginal y variaci3n de la mortalidad por pesca de centolla 1961-2015.



▪ Análisis de incertidumbre

La incertidumbre evaluada en el modelo de centolla obedece a escenarios similares propuestos para jaiba, variando en características propias de cada evaluación. Estos escenarios están basados en sugerencias previas realizadas por evaluadores externos del informe anterior (análisis de sensibilidad en el steepness, cambio en los parámetros de crecimiento, asignación de diferentes coeficientes de variación) y otros escenarios basados en criterios del ejecutor de este proyecto (ojiva de madurez sexual, variación en el tamaño muestral) (**Tabla 30**).

Tabla 30.
Escenarios empleados en el análisis de incertidumbre de centolla.

Caso	CV CPUE	Tamaño muestral	Parámetros Crecimiento y M	Talla Media de Madurez	Steepness
Base	0.15	250	Estimados	Septiembre	0.75
S1	0.15	250	Yáñez <i>et al.</i> , 2015	Septiembre	0.75
S2	0.15	250	Canales <i>et al.</i> , 1997	Julio	0.75
S3	0.15	250	Canales <i>et al.</i> , 1997	Septiembre	1
S4	0.15	250	Canales <i>et al.</i> , 1997	Septiembre	0.5
S5	0.15	50	Canales <i>et al.</i> , 1997	Septiembre	0.75
S6	0.4	250	Canales <i>et al.</i> , 1997	Septiembre	0.75

En la **Tabla 31** se observan los resultados de los análisis de incertidumbre donde la mayor variación, en términos de verosimilitud total, fue observada al disminuir el peso estadístico otorgado a las composiciones de tallas (S5). Esto provoca una mejora de la condición del stock desde un 47% en el escenario base a un 68% para el S5. Al utilizar un valor de steepness menor (S4), la condición del recurso disminuye a un 44% manteniendo valores de verosimilitud total similar al caso base.

El escenario 1 (S1), que utiliza parámetros de crecimiento y mortalidad natural estimados por Yáñez *et al.* (2015), cuyas estimaciones resultaron en general en valores más bajos que los parámetros estimados por Canales *et al.* (1997) y similares a los estimados dentro del modelo en el Caso Base, conducen a una condición más favorable del recurso (56% BD/BDo), en términos de sustentabilidad, que la estimada por modelo base pero con similares valores de verosimilitud total.

Por otra parte, el cambio en la talla media de madurez sexual (S2), que utiliza una talla 6 mm menor que el escenario base, entrega valores muy optimistas de la condición del recurso, en comparación a los resultados del Caso Base.



Tabla 31.
Variables de desempeño y log-verosimilitud marginal según caso de análisis en la evaluación de stock de centolla.

Caso	BDo	%BD/BDo	CPUE	Log Verosimilitud			
				Desemb	Prop	Desv Rec	Total
Base	9614.54	46.89%	35.66	2.71	19254.8	59.60	19352.78
S1	13309.00	56.62%	21.53	6.20	19254.6	113.06	19395.40
S2	9928.42	71.66%	18.97	3.30	19251.6	65.15	19339.02
S3	8677.03	80.98%	19.97	3.63	19250.1	71.04	19344.74
S4	16923.40	44.81%	27.32	2.48	19266.1	90.98	19386.87
S5	10810.7	68.66%	8.54	1.28	3862.6	48.08	3920.55
S6	10073.8	57.17%	10.28	2.85	19238.8	56.18	19309.12

En la **Figura 71** es posible observar la tendencia en la reducción de la biomasa desovante con respecto a la biomasa desovante virginal para cada escenario incluyendo el caso base. El S3 es el escenario que más sobreestima la condición del recurso con respecto al caso base resultando para el último año una reducción cercana al 81%, siendo esto considerablemente la mejor condición de los 6 escenarios. Por el contrario, el S3 es el escenario que presenta la tendencia a través del tiempo más negativa de todos los escenarios, pero que sin embargo entrega la condición más cercana al escenario base en el último año (2015).

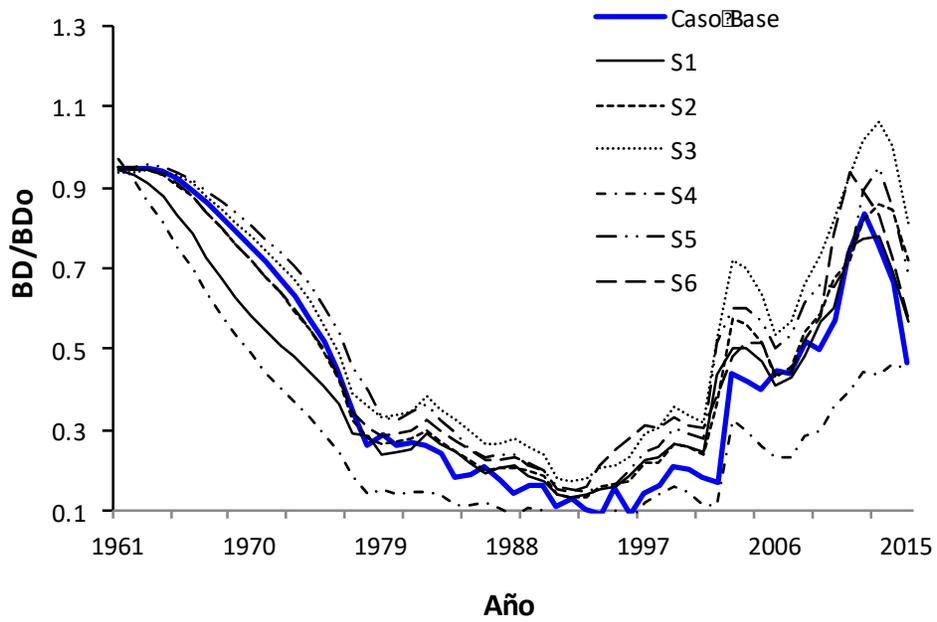


Figura 71. Reducci3n de la biomasa desovante virginal para 6 escenarios de an3lisis de incertidumbre.



▪ Perspectivas de explotaci3n

Del mismo modo que para jaiba, se realiz3 un an3lisis de simulaci3n para lograr una mejor comprensi3n de c3mo cambios hipot3ticos en la cantidad de captura o esfuerzo de pesca podr3an afectar la poblaci3n de centolla en el largo plazo.

La proyecci3n de reclutamientos consider3 el valor promedio de largo plazo derivado de la evaluaci3n de stock, mientras que los criterios de explotaci3n fueron los PBRs mencionados anteriormente. Para cada uno de estas estrategias se estim3 la trayectoria de biomasa, desembarques y reducci3n de la poblaci3n a futuro.

Las proyecciones de la biomasa desovante y las capturas se entregan en las **Figura 72** y **Figura 73**. De estas destaca que, bajo condiciones sin explotaci3n, al cabo de 4 a 6 a3os, la centolla alcanzar3a valores de biomasa desovante cercanos a aquellos estimados para los primeros a3os de explotaci3n (9000 toneladas). Por el otro extremo, mantener el actual nivel de mortalidad por pesca significar3a mantener en promedio la condici3n actual llegando al 28% de la biomasa desovante actual, y capturas que en el largo plazo apenas superar3an las 2 mil toneladas. Un resumen de las consecuencias a nivel de la poblaci3n y manejo pesquero se indican en la **Tabla 32**.

Para conservar el 40%BD₀ proyectado a largo plazo, los an3lisis sugieren disminuir en un 50% la mortalidad por pesca actual, obten3ndose un valor de F40% = 0.65. Si se mantuvieran los niveles de mortalidad por pesca actuales en centolla (F_{sq}), al largo plazo se generar3a un escape aproximado s3lo del 24% de la biomasa desovante (**Tabla 32**).

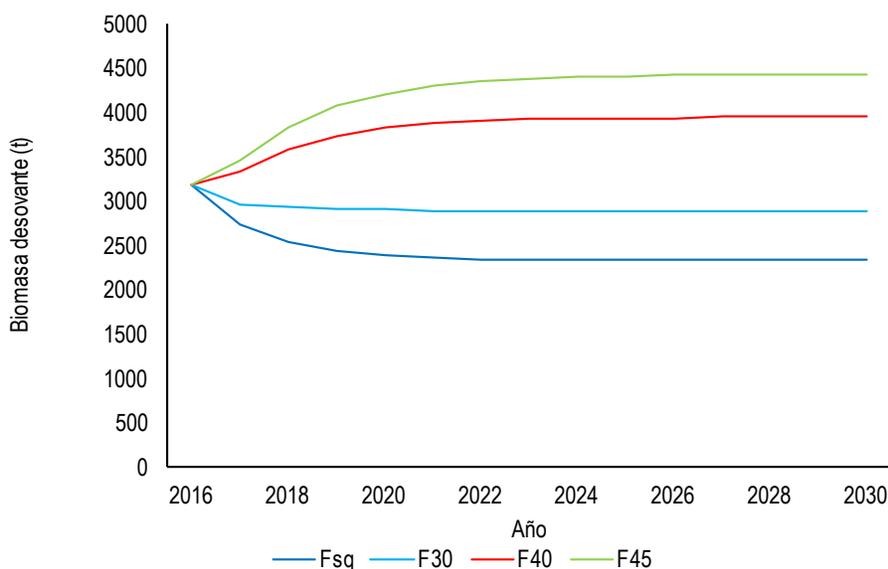


Figura 72. Biomasa desovante de centolla proyectada al a3o 2030 bajo diferentes criterios de explotaci3n.

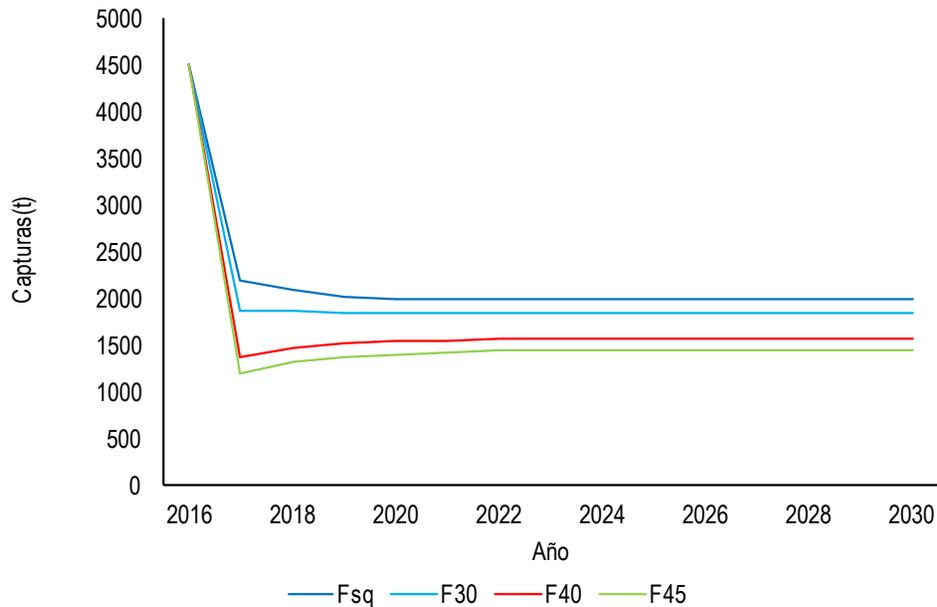


Figura 73. Capturas de centolla proyectada al año 2030 bajo diferentes criterios de explotaci3n.

La tercera fila de la **Tabla 32** corresponde a la raz3n de la biomasa futura respecto de la actual, de manera que valores mayores a 1.0 reflejan el crecimiento del stock. Los an3lisis muestran que ni a3n disminuyendo la mortalidad por pesca a la mitad, alcanzar3a para recuperar la biomasa desovante a los niveles actuales, sin embargo, s3 se alcanzar3a el 98% de las 4500 toneladas actuales estimadas.

La recuperaci3n de la biomasa al criterio 40%_{BD0} (proxy de B_{RMS}) implica una disminuci3n en un 20% de la biomasa actual ($BD/BD_{2015}=0.87$). En cuanto a las capturas, se observa que con el criterio de manejo propuesto $F_{40\%}$, la captura en el corto plazo debiese ser reducida alrededor de las 1380 toneladas, las que en el largo plazo podr3an alcanzar, como referente de rendimiento m3ximo sostenible, un valor de 1570 toneladas.



Tabla 32.

Análisis de proyecci3n para centolla: Capturas de corto (2017) y largo plazo (2030), raz3n de la biomasa desovante futura respecto de la actual (BD_{2030}/BD_{2015}) y reducci3n de biomasa virginal de largo plazo ($RBDlp_{2030}$) para distintos puntos biol3gicos de referencia.

	F30%	F40%	F45%	Fsq (1.18)
Captura cp ₂₀₁₇	1869.7	1380	1198	2196
Captura lp ₂₀₃₀	1841.7	1571	1446	1980
BD_{2030}/BD_{2015}	0.64	0.87	0.98	0.52
$RBDlp_{2030}$	30%	40%	46%	24%



5.4 Objetivo específico 4

Proponer el plan de trabajo para avanzar durante el año 2016 en el cumplimiento del Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad de la Asesoría Científica (PMCCAC), informando los logros esperados y su vinculación con las siguientes etapas del Programa e informar del cumplimiento de cada una de las recomendaciones realizadas en las revisiones por pares, cuando corresponda y tareas complementarias sugeridas por los CCT y/o evaluadores nacionales.

5.4.1 Revisión de la Evaluación Externa

A continuación, se presenta un check list de las observaciones realizadas por el evaluador en la última revisión a la cual fue sometido este proyecto (**Tabla 33**). Todas las sugerencias fueron aceptadas por el ejecutor, sin embargo, no todas han podido ser implementadas y se generó un plan de trabajo para abordarlas paso a paso e ir incorporándolas de la manera más eficiente posible, categorizándolas de acuerdo al grado de importancia asignada.

La re - definición de un modelo conceptual de evaluación para ambas pesquerías genera trabajar con nuevos supuestos que afectarían, probablemente, el desempeño completo del modelo, modificando gran parte de los resultados o, de acuerdo a la nueva definición del modelo conceptual resultante, debiendo ser entregados de manera distinta de acuerdo al nuevo enfoque planteado. Es por esta razón, que la re - definición del modelo conceptual será estudiada en el nuevo proyecto “Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables, año 2018” a realizarse durante este presente año 2017 y que concluye a principios del año 2018 (2017-2018). Algo similar ocurre con la sugerencia de cotejar los desembarques oficiales con información posiblemente rescatada por IFOP mediante otro tipo de muestreos, aunque de acuerdo a nuestros niveles de priorización, el grado asignado para esta sugerencia fue “Media”

En cuanto a la estimación de los parámetros de crecimiento, realizada en proyectos anteriores utilizando una metodología ya publicada por Canales *et al.* (2009), se priorizó con un grado de prioridad “Alta” la estimación de estos parámetros, muy importantes en cualquier evaluación de stock, mediante otra metodología diferente a la ya utilizada. Esta sugerencia fue abordada incorporando la estimación de los parámetros dentro del modelo de evaluación tanto para jaiba como para centolla. A pesar de haber encontrado valores bastante razonables para ambos recursos, es imposible asegurar mediante esta metodología, que la correlación resultante en ambos parámetros sea la adecuada en cada convergencia del modelo. Dado estos resultados, se plantea la posibilidad de incorporar en el modelo de evaluación la metodología desarrollada por Lopez Quintero *et al.* (2016), quienes proporcionan una estimación de parámetros de crecimiento a través de análisis bayesianos flexibles, permitiendo que la correlación entre la longitud asintótica y el parámetro K se mantenga negativa y proporcional. Esto es importante, puesto que la combinación de parámetros estimados no siempre es la deseada, pudiendo



encontrar, dentro de un mismo rango, valores de L_{∞} muy altos en relación al valore de K estimado. Al incorporar la estimación de estos parámetros dentro del modelo de evaluación, todas las correlaciones se ven influenciadas, afectando el desempeño del modelo y por tanto los resultados finales. Otro de los puntos catalogados con prioridad “Alta” correspondía a la estandarización de un índice de abundancia para centolla. Esta sugerencia fue abordada a través de la implementación de un modelo de efectos fijos que consideró factores como el año, mes, zona de pesca, barco, carnada y profundidad. Sin embargo, algunos de estos factores no pudieron ser incorporados en el modelo debido a la poca representatividad a través de los años, lo que permite proponer una mejora en este análisis a través de la implementación de un modelo con efectos aleatorios o modelos mixtos a realizarse en la siguiente evaluación.

Tabla 33.

Tabla de Trabajo (Check List) para la Evaluación de Stock de Centolla y Jaiba (marzo 2017).

Sugerencias del evaluador externo		Grado de Prioridad	Fechas de Realización
Modelo Conceptual	Re-definición del modelo conceptual de ambas pesquerías	Alta	2017-2018
Definición del Tiers	Encasillar a cada pesquería dentro de un nivel o tiers correspondiente de acuerdo a Payá et al., 2013	Alta	✓
Modelo a utilizar	Incluir estimación de parámetros de crecimiento en el modelo talla-talla	Alta	✓
Elección de PBRs	Determinar que PBRs serán utilizados en el modelo elegido	Alta	✓
Estimación de CBA	Se debe estimar la CBA de acuerdo a lo solicitado en TTRs	Alta	✓
Formato del informe	Re-escribir el documento en formato actual de acuerdo a TTRs	Alta	✓
Estandarizar esfuerzo	Estandarización de centolla pendiente para incluir en modelación	Alta	✓
Mortalidad Natural	Estimación de M mediante otro tipo de metodologías diferente a las ya utilizadas en proyectos anteriores	Baja	2017 - 2018
Desembarques Oficiales	Cotejar los desembarques oficiales con posible información de IFOP	Media	2017 – 2018

5.4.2 Taller de Litódidos

Durante el mes de diciembre de 2016, en la ciudad de Punta Arenas y organizado por el Programa de Seguimiento Pesquería de Crustáceos Bentónicos de IFOP, se realizó un taller internacional contando con la participación de connotados investigadores del área para tratar aspectos importantes en la sustentabilidad de los recursos litódidos, haciendo énfasis en centolla. El taller, titulado “Avances y perspectivas en la investigación de crustáceos litódidos: Hacia el manejo y explotación sustentable de la centolla (*Lithodes santolla*) en el Pacífico Sur Oriental” consideró los siguientes aspectos para propiciar la conservación y el mejor manejo del recurso:



- I. Biología y Ecología
- II. Pesquería
- III. Regulación, control y manejo
- IV. Comercialización y mercado
- V. Evaluación de stock
- VI. Otros

Como conclusiones generales para cada punto es posible identificar las siguientes:

I. Biología y Ecología

- Necesidad de identificar las unidades de stock presentes (dado antecedentes que indicarían la presencia de varios stocks).
- Identificar y cuantificar el impacto de la pesquería (rango de acción de la trampa, tipo de carnada) sobre otras especies (primarias y secundarias), a través de la estimación de niveles de remoción sobre estas especies (fauna acompañante).
- Evaluar y cuantificar la captura de especies ETP (Endangered, Threatened Protected species).
- Fortalecer el conocimiento del proceso de crecimiento, a través de un conjunto de estudios que incluyan marcaje y recaptura, revisión de talla madurez sexual, entre otros.
- Incorporar e integrar el monitoreo de variables oceanográficas y ambientales (temperatura, profundidad, tipo de suelo) al seguimiento actualmente realizado por IFOP, para entender las variaciones en los indicadores del stock y la pesquería.
- Estandarizar la longitud que se debe registrar en los monitoreos (largo o ancho)
- Evaluar la factibilidad y conveniencia de realizar repoblamiento de centollas en la región.
- Levantamiento de información biológica durante el período de veda para mejor entendimiento de los procesos poblacionales que ocurren durante el resto del año.



- Estudio de la posición trófica de la especie (predadores, presas)
- Estudiar la producción secundaria de los stocks.
- Revisión de los estudios de fecundidad con el fin de actualizar la información respecto a este ámbito.
- Estudio de zonas de reclutamiento, sobrevivencia de estadios tempranos y su relación con las variaciones oceanográficas y climáticas (por ejemplo en el Canal Beagle).
- Estudios de genética e isotopos estables (existirían 6 morfotipos), lo cual permitiría además la identificación de posibles diferentes stocks genéticos.

II. Pesquería

- Identificar, cuantificar y establecer medidas de mitigación de bycatch y pesca ilegal
- Estimar series de tiempo de desembarques/capturas que integren los efectos de bycatch y pesca ilegal.
- Identificar, estandarizar, cuantificar y estimar series de tiempo de los niveles de esfuerzo de pesca a que están siendo sometidas estas especies y captura por unidad de esfuerzo (CPUE).
- Estudio del diseño y estandarización del tipo de trampas y amarinamiento de las líneas de pesca (materiales, tamaños de malla, anillos de escape).
- Identificar los principales ítemes usados para carnada y su impacto en el ecosistema.
- Evaluar la factibilidad de utilizar dispositivos para disminuir la pérdida de masa ovífera al momento de la devolución de éstas al mar.

III. Regulación, control y manejo



- Controlar y evitar el uso de cualquier otra forma de pesca que no sea a través de trampas (redes de enmalle, buceo, etc), dimensionar y controlar el acceso de pescadores y embarcaciones que no estén inscritos en la pesquería.
- Controlar el cumplimiento de todas las medidas de regulación y control (talla mínima legal, extracción de machos, ejemplares vivos y enteros, periodo de veda).
- Revisar las medidas de regulación en cuanto al período de veda, talla mínima, la probable necesidad de vedas espaciales.
- Evaluar la necesidad de incorporar otras medidas, como el control del número de trampas, instalar la necesidad de potenciar la cobertura del programa de monitoreo en las zonas de pesca.
- Determinar objetivos de manejo y un plan de manejo.
- Mejorar la inclusión de los stakeholders en el manejo de la pesquería.
- Realizar control de talla mínima legal y de la posible exportación de hembras, antes del embarque para exportación.
- Debe promoverse la transparencia de la información de materia prima y producción.
- Mejorar la fiscalización orientada a identificar los “super pescadores”.
- Evaluar las posibles consecuencias indeseables del uso de talla mínima legal.

IV. Comercialización y mercado

- Revalorización comercial del recurso.
- Considerar la certificación de la pesquería, para ampliarse a nuevos mercados.
- Evaluar la factibilidad de comercializar los productos vía cooperativas. Esto permitiría incentivar el consumo local de los productos (venta directa). Buscar instrumentos legales que incentiven la comercialización de los productos para consumo local.



V. Evaluación de stock

- Estimación de niveles de biomasa y abundancia (métodos directos e indirectos).
- Determinar Puntos Biológicos de Referencia (MSY, máximo rendimiento sostenible, BD_{MSY} , F_{MSY}).
- Evaluar la factibilidad de determinar captura biológicamente aceptable (CBA).

VI. Otros

- Establecer trabajo colaborativo entre pescadores-fiscalizadores-observadores, fortaleciendo confianzas, a través de la entrega de información más fluida, utilizando los canales de comunicación adecuados.
- Evaluar la factibilidad de definir un área de estudio común con Argentina (Canal Beagle).
- Promover actividades de difusión y educación respecto de las implicancias de la comercialización de productos de origen ilegal.
- Evaluar el diseño de planes de contingencia ante eventos atípicos.
- Estandarizar y mejorar la capacitación de los Observadores Científicos y promover el intercambio de experiencias con INIDEP.



6 ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

6.1 Jaiba

La evaluación de stock de jaiba marmola, en la Bahía de Ancud, mostró que los cambios poblacionales de este recurso han estado fuertemente gatillados por la mortalidad por pesca y más recientemente por tendencias negativas en los reclutamientos. La explotación de jaiba se ha sustentado sobre una importante fracción de individuos inmaduros de la población, fracción que hacia los últimos años ha disminuido de manera considerable y que puede ser observado en los gráficos de estructuras de tallas.

El análisis demostró que los niveles de mortalidad por pesca más reciente ($F_{2015} = 0.64 \text{ año}^{-1}$) supera en un 16% los valores recomendables ($F_{40\%} = 0.55 \text{ año}^{-1}$), lo que sumado a un nivel de reducción en la escala de los reclutamientos ubica a esta pesquería en la zona de agotada de acuerdo al diagrama de fases pertinente a esta especie. Esto se traduce en una reducción equivalente al 14% del stock virginal. La biomasa total del año 2015 se estima en poco más de mil toneladas, de las cuales 554 constituyen la fracción parental. Como es posible observar en la sección de resultados, la reducción poblacional al año 1997 comienza alrededor del 60%, lo cual indica que en los años previos debió existir remoción de individuos de alta magnitud para llevar el recurso hasta ese estado. Las evaluaciones de stock realizadas anteriormente incorporaban desembarques de zonas cercanas a la Bahía de Ancud (Yáñez *et al.*, 2015) o los desembarques regionales (Canales *et al.*, 2014), los cuales permitían observar la reducción a partir del 100%. Por esta razón, es importante preguntarse si los desembarques de zonas cercanas están influyendo al rendimiento de pesca dentro de la Bahía de Ancud, ya que de ser así podríamos concluir que realizar una evaluación de stock tan acotada a una zona geográfica como la aplicada en este proyecto, resulta no ser una buena medida al momento de determinar el estado de la población. Por otra parte, si los desembarques regionales o cercanos a la Bahía de Ancud no son quienes determinan la drástica disminución con la que comienza la serie en el año 1997, sería importante estudiar el desempeño de otro tipo de modelos en el área definida para este estudio.

De acuerdo a los escenarios evaluados para el recurso jaiba podemos concluir que la utilización de parámetros de crecimiento estimados dentro del modelo de evaluación influyó drásticamente y negativamente en la condición del recurso en comparación con los escenarios planteados, donde todos presentaban como resultado una mejor condición del recurso. Dentro de estos, el mayor aumento en la condición del recurso ocurrió cuando se restaba peso estadístico al índice de abundancia.

Uno de las principales incertidumbres asociadas a la evaluación de stock en crustáceos de este tipo, esta asociada a los parámetros de crecimiento utilizados en el modelo. Es en este contexto, y dada la dificultad para estimar este tipo de parámetros en especies cuya determinación de la edad resulta complicada, que se incorpora su estimación dentro del modelo de evaluación en conjunto con todos



los parámetros estimados. Como se mencionó en la sección de resultados, los valores de los parámetros de crecimiento estimados distan de aquellos presentados por Pool & Canales (1996) para jaiba marmola, a pesar de ser estos, los valores iniciales utilizados en el proceso de optimización. Los resultados de la estimación de L_{∞} y K obtenidos por el modelo, resultan similares a aquellos obtenidos por Yáñez *et al.* (2015), probablemente por la similitud en la metodología y los datos utilizados en la estimación, tratándose en ambos casos de estructuras de tallas recientes y la aplicación de un análisis de progresión modal.

La implicancia de estimar los parámetros de crecimiento dentro del modelo puede observarse al comparar los resultados de esta evaluación con los presentados en el “Informe 1 de Estatus” de este mismo proyecto, donde la evaluación fue realizada utilizando los parámetros de crecimiento estimados por Pool & Canales (1996). Es posible observar que el recurso jaiba marmola cambia su estatus desde sobre explotación a agotamiento, con una reducción poblacional que pasa desde un 23% con los parámetros de Pool & Canales (1996) a un 14% con los parámetros estimados internamente en el modelo, mientras que la biomasa desovante para el último año cae en un 37% respecto al mismo año analizado en el informe anterior (Yáñez, 2016). Otro punto importante a comparar son los valores de mortalidad por pesca del último año y el reclutamiento estimado, los cuales disminuyen en un 58% en el caso de los reclutas, mientras que la mortalidad por pesca aumentó un 56% utilizando los parámetros estimados dentro del modelo de evaluación.

Es necesario mencionar como parte de la discusión, que la evaluación de jaiba marmola comenzó a realizarse hace tres años consecutivos y la calidad de sus datos esta siendo analizada período tras período, utilizando escenarios para contrastar resultados y determinar la implicancia que podrían tener en la determinación del estatus del recurso. Esto es mencionado a partir de los diferentes resultados obtenidos entre una evaluación y otra provocados por la variabilidad aplicada al Caso Base en cada evaluación.

6.2 Centolla

Los resultados de la evaluación de stock de centolla permiten concluir que la situación actual de este recurso (47% BD/BDo) puede deberse a las bajas tasas de mortalidad por pesca aplicadas durante los últimos años, además de altos reclutamientos y un valor de talla media de madurez sexual bastante baja con respecto de la talla media de selectividad (78 mm TMS, 123 mm L50 Selectividad). El estatus del recurso se encuentra cercano al límite entre las zonas de “Plena Explotación” y de “Sobre Explotado y Sobrepesca”; sin embargo, dada la tendencia a disminuir de los valores de mortalidad por pesca y manteniéndose los altos reclutamientos observados años anteriores, el recurso podría alejarse de esta última zona y mantenerse más centrado en la zona de “Plena Explotación”.

A través de su historia, la centolla de la XII Región ha pasado por distintos estatus, debido básicamente, a cambios en la mortalidad por pesca, que si bien ha ido en aumento a través del tiempo,



en ciertos períodos (1982-1991; 2001-2003) el valor de F llegaba a más del doble del valor actual, provocando disminuciones importantes en su biomasa.

Por otra parte, los reclutamientos han variado en torno a la media sin presentar grandes fluctuaciones negativas, (excepto al principio de la serie). Muy por el contrario, las mayores fluctuaciones fueron positivas y afortunadamente se mantuvieron constantes por sobre la media en el período de mayor explotación, experimentando incluso el peak más alto en el año 2002, el cual coincidentemente presenta también una de las más altas tasas de mortalidad por pesca. Además, contrario a la jaiba, la talla media de primera captura en centolla es mayor que la talla media a la que reclutan los individuos (123 mm / 118 mm LC) y mayor que la talla media de madurez (123 mm / 78 mm LC). Esto significa que la pesquería de centolla se sustenta principalmente de individuos maduros y completamente reclutados.

Mencionado anteriormente, el período de reclutamiento más bajo fue el observado al comienzo de la serie, pero además entre los años 1991 y 1997, siendo este período en donde se encuentran los valores más bajos de biomasa. Luego, el peak de reclutamiento observado en el año 2002, es coincidente con el repunte de las biomásas, variando en torno a altos valores en los últimos años, lo cual ayuda a compensar el efecto de las altas mortalidades por pesca en este mismo período.

Al realizar la evaluación de stock estimando los parámetros de crecimiento dentro del modelo, la reducción poblacional de centolla cambió drásticamente en comparación con el “Informe 1 de Estatus” (Yañez, 2016), pasando desde un 74% a 47%. Por su parte, la mortalidad por pesca aumentó en un 55%, mientras que la biomasa desovante disminuyó en un 59% cuando los parámetros utilizados en el modelo de evaluación de stock fueron los estimados por Canales (1997). Esto vuelve a resaltar la importancia de este tipo de parámetros y su determinación, sobre todo en especies de crustáceos en donde los estudios de este tipo han sido nulos o escasos pero que presentan una alta tasa de explotación y una importante historia pesquera.

Estos resultados deben ser analizados y utilizados con precaución, dada la complejidad de incorporar la estimación de los parámetros de crecimiento dentro del modelo de evaluación de stock, puesto que al no penalizar la correlación existente entre ambos parámetros, en conjunto con las correlaciones asociadas a la evaluación, el sesgo asociado a ellos es desconocido. Este punto forma parte del plan de mejora continua en la evaluación de stock tanto de jaiba como de centolla y será abordado como punto prioritario en el siguiente año.

Como conclusión general para ambos recursos, cabe señalar que al tratarse de evaluaciones de stock que comenzaron a realizarse hace tres años, aún quedan muchas aristas posibles de mejorar. Es muy urgente y necesario mejorar la calidad de la data que ingresa al modelo y validarla a través de talleres de datos específicos para cada pesquería. También se incorporan mejoras en la estandarización del índice de abundancia de jaiba y de centolla quedando pendiente sólo la incorporación de otros factores que inciden en la determinación de este índice y que sólo es posible analizarlos mediante otro tipo de análisis como Modelos Mixtos. Otros análisis importantes de llevar a cabo durante la siguiente etapa



tendrían relación con aspectos reproductivos (madurez), mejorar la evaluación en zonas explícitas o realizar evaluaciones paralelas de otras zonas, proponer estudios de marcaje y recaptura, entre otros; lo que ayudaría a entregar una evaluación de stock con mayor grado de confianza para estos recursos que presentan cada vez más, una alta importancia en la actividad pesquera en nuestro país.



7 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Antezana, T., E. Fagetti, & M.T. López. 1965. Observaciones bio-ecoldecápodos comunes en Valparaíso. *Revista de Biología Marina*, 12: 1-60.
- Boschi, E.E., D. A. Bertuche, & J. G. Wyngaard. 1984. Estudio biológico pesquero de la centolla (*Lithodes antarcticus*) del Canal Beagle, Tierra del Fuego, Argentina. *Contrib. Inst. Nac. Invest. Des. Pesq. (INIDEP)*, 441: 7-72.
- Butterworth, D. S. 2007. Why a management procedure approach? Some positives and negatives. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 613–617.
- Canales, C., C. Montenegro, A. Parma, T. Peñailillo, H. Pool, & V. Espejo. 2000. Análisis de estrategias de explotación de langostino amarillo y langostino colorado. Inf. Final Poyecto FIP 1999-18 1–289.
- Canales, C., T. Peñailillo, L. Guzmán, & R. González. 1997. Evaluación indirecta del stock de centolla (*Lithodes antarctica*) en la XII región. FIP 1995-21.
- Canales, C. & P. Arana. 2009. Crecimiento, mortalidad y evaluación de la población de cangrejo dorado (*Chaceon chilensis*) explotado en el archipiélago de Juan Fernández, Chile. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 37(3): 313-326 pp.
- Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48, 734–750.
- Contreras, C. Talla de primera madurez sexual, fecundidad y datos biométricos de las jaibas hembras de *Cancer edwardsii* y *Cancer coronatus* en las zonas de Calbuco y Maullín, X Región. Tesis para optar al título de Ingeniero en Pesquerías. Universidad Austral de Chile, 76 pp.
- Daza, E., E. Almonacid & H. Hernández. 2014. Informe final. Programa de seguimiento pesquerías crustáceos bentónicos, 2013. X, XI y XII Regiones.
- Daza, E. & E. Almonacid. 2015. Informe final. Programa de seguimiento pesquerías crustáceos bentónicos, 2014. Recurso Centolla y Centollón, XII Región.
- Francis, R.I.C.C. 1993. Monte Carlo evaluation of risks for biological reference points used in New Zealand fishery assessments. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 120: 221-230.
- Gavaris, S. & J. N. Ianelli. 2002. Statistical issues in fisheries stock assessments. *Scand. J. Statist.* 29, 245–271.
- Geaghan, J. 1973. Resultados de las investigaciones sobre centolla, *Lithodes antarctica* (Jacquinot), realizadas por el Instituto de Fomento Pesquero en la provincia de Magallanes. *Publnes Inst. Fom. pesq.*, Santiago.



- Guzmán, L., E. Daza, C. Canales, S. Cornejo, J. C. Quiroz & M. González. 2004. Estudio biológico-pesquero de centolla y centollón en la XII Región. Informe Final Proyecto FIP 2002-15. 130 pp.
- Henriquez. G. Estado actual de las principales pesquerías nacionales. Bases para un desarrollo pesquero. CORFO-IFOP de la Producción, Gerencia de Desarrollo, AP 79-18: 52 pp.
- Inostroza, F., E. Aranda, G. Henríquez, R. Salas, H. Robotham, G. Lizama & R. Toro. 1982. Desarrollo de la pesquería de jaiba (*Cancer sp.*) V Región. Ubicación (Código IFOP): 820030
- Johnston, S. J., & Butterworth, D. S. 2005. Evolution of operational management procedures for the South African West Coast rock lobster (*Jasus lalandii*) fishery. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 39: 687–702
- Lopez Quintero, F., J. Contreras-Reyes, R. Wiff & R. Arellano-Valle. 2017. Flexible bayesian analysis of the von Bertalanffy growth function with the use of a log-skew-*t* distribution. *Fishery Bulletin*. 115(1): 13-26.
- Lovrich, G.A. 1997. La pesquería mixta de las centollas *Lithodes santolla* y *Paralomis granulosa* (Anomura: Lithodidae) en Tierra del Fuego, Argentina. *Investigaciones marinas* 25: 41–57. Escuela de Ciencias del Mar. Pontificia Universidad Católica de Valparaíso.
- Mace, P.M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51: 110-122.
- Molinet, C. 1991. Efecto de la ablación ocular sobre la muda y el crecimiento de la jaiba *Cancer edwardsi*. Tesis de grado para optar al grado de Licenciado en Biología Marina. Universidad Austral de Chile. Fac. de Cs. Escuela de Biología Marina. 92 pp.
- Olguin, A. 2007. Monitoreo de la pesquería de jaibas extraídas por la flota trampera de Ancud, X Región. Informe Final Pesca de Investigación. IFOP. 38pp + anexos.
- Olguin, A. 2009. Monitoreo de la pesquería de jaibas extraídas por la flota trampera de Ancud, Región de Los Lagos 2008-2009. Informe Final Pesca de Investigación. IFOP. 70pp + anexos.
- Olguin, A., C. Bernal, N. Barahona, Z. Young, C. Montenegro, P. Báez, J. Quiroz & R. Bahamonde. 2006. Monitoreo Pesquería Artesanal de Jaibas en Regiones X y XI. IFOP. Informe Final. FIP 2004-16. 191 pp + Anexos.
- Olguin, A., D. Párraga, P. Mora, E. Daza & E. Almonacid. 2013. Actividad 1: Seguimiento General de Pesquerías: Crustáceos Bentónicos: X, XI y XII Regiones, 2012.
- Pool, H. & C. Canales. 1996. Investigación optimización stock jaiba vía rendimiento por recluta. Ubicación (Código IFOP): 960014.
- Pool, H., C. Montenegro, C. Canales, N. Barahona & C. Vicencio. 1998. Análisis de la pesquería de jaiba en la X Región. Informe Final Proyecto FIP 96-35. 76 pp + Anexos.



- Punt, A. E., R. McGarvey, A. Linnane, J. Phillips, L. Triantafillos, & J. Feenstra. 2012. Evaluating empirical decision rules for southern rock lobster fisheries: A South Australian example. *Freshwater Research*, 115–116: 6–71.
- Punt, A. E., T. Huang, & M. Maunder. 2013. Review of integrated size-structured models for stock assessment of hard-to-age crustacean and mollusc species. *ICES J. Mar. Sc.*, 70(1): 16–33.
- 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, & 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.
- Retamal, M., G. Aedo, C. Suárez, S. Montecinos, S. Gacitúa, M. Pedraza & P. Arana. 2009. Estado actual del conocimiento de las principales especies de jaibas a nivel nacional. Informe Final Proyecto FIP 2007-39. 221 pp +Anexos.
- SERNAPESCA, 2015. Anuario estadístico de pesca 2014: Desembarque por especie y Región. http://www.sernapesca.cl/index.php?option=com_remository&Itemid=246&func=select&id=1031&orderby=2&page=2
- Siddeek, M.S.M. 2003. Determination of biological reference points for Bristol Bay red king crab. *Fish. Res.*, 65: 427-451.
- Sponaugle S., R. Cowen, A. Shanks, S. Morgan, J. Leis, J. Pineda, G. Boehlert, M. Kingsford, K. Lindeman, C. Grimes & J. Munro. 2002. Predicting self-recruitment in marine populations: biophysical correlates and mechanisms. *Bull. Mar. Sci.*, 70 (1) Suppl.: 341-375
- Starr, P. J., Breen, P. A., Hilborn, P. A., & Kendrick, T. H. 1997. Evaluation of a management decision rule for a New Zealand rock lobster substock. *Marine and Freshwater Research*, 48: 1093 – 1101.
- Steffen, W. 1975. Contribución al Estudio Biológico Poblacional de *Homalaspis plana* Milne Edwards y *Cancer edwardsi* Bell en Mehuín. (Crustacea, Decapoda). *Medio Ambiente*, 1 (1): 50–57.
- Stuardo, J. & I. Solís. 1963. Biometría y observaciones generales sobre la biología de *Lithodes antarcticus* Jaquinot. *Gayana, U. de Concepción, Chile*, 11: 47 p.
- Thompson, G.G. 1993. A proposal for a threshold stock size and maximum fishing mortality rate. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 120: 303-320.
- Thompson S.K. 2002. *Sampling*. Willey Series in Probability and Statistics. Pennsylvania State University. A Willey-Interscience Publication. Second Edition. New York, NY, USA. 367 pp.



- Vinuesa, J.H. 1984. Sistema reproductor, ciclo y madurez gonadal de la centolla (*Lithodes antarcticus*) del Canal Beagle, Tierra del Fuego, Argentina. Contrib. Inst. Nac. Invest. Des. Pesq. (INIDEP), 441:75-95.
- Vinuesa, J.L., L.I. Comoglio & G.A. Lovrich. 1990. Growth of immature southern king crab *Lithodes santolla* in the Beagle Channel. En: B. Melteff (Ed.). Proc. Int. Symp. King and Tanner Crabs, Alaska. Alaska Sea Grant College Program. Rep. AK-SG 90-04: 259-271.
- Vinuesa, J.H. 1991. Biología y Pesquería de la centolla (*Lithodes santolla*). Atlantica, Río Grande 13: 233-244.
- Von Bertalanffy, L. 1934. Untersuchungen über die Gesetzmäßigkeiten des Wachstums. 1. Allgemeine Grundlagen der Theorie. Roux' Arch-Entwicklungsmech. Org., 131: 613-653.
- Yáñez, A., C. Canales, M. Ibarra & J. Cavieres. Convenio de Desempeño 2015. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales 2016: Centolla y Jaiba XIV-XII Regiones, 2016. Doc. Tec. IFOP, 89 pp.
- Yáñez, A. Convenio de Desempeño 2016. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales 2016: Centolla y Jaiba XIV-XII Regiones, 2016. Informe 1 de Estatus. IFOP, 141 pp.
- Yáñez, E., V. Espejo, & A. González. 1997. Evaluación indirecta de centolla en la X región., FIP 1996-34.
- Zagal, C., C. Hermosilla & A. Rieddemann. 2001. Guía de invertebrados marinos del litoral valdiviano. Quebecor World Chile S.A., Santiago, 219 pp.
- Zhang Z. & J. Dunham. 2013. Construction of biological reference points for management of the Dungeness crab, *Cancer magister*, fishery in the Fraser River Delta, British Columbia, Canada. Fish. Res. 139:18-27.
- Zheng, J. & G.H. Kruse. 2002. Retrospective length-based analysis of Bristol Bay red king crabs: model evaluation and management implications. Pages 475-494 In A.J. Paul, E.G. Dawe, R. Elner, G.S. Jamieson, G.H. Kruse, R.S. Otto, B. Sainte-Marie, T.C. Shirley, and D. Woodby (eds.). Crabs in Cold Water Regions: Biology, Management, and Economics. University of Alaska Sea Grant, AK-SG-02-01, Fairbanks.
- Zheng, J., M.C. Murphy, & G.H. Kruse. 1995a. A length-based population model and stock-recruitment relationships for red king crab, *Paralithodes camtschaticus*, in Bristol Bay, Alaska. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52:1229-1246.
- Zheng, J., M.C. Murphy, & G.H. Kruse. 1995b. Updated length-based population model and stock-recruitment relationships for red king crab, *Paralithodes camtschaticus*, in Bristol Bay, Alaska. Alaska Fish. Res. Bull. 2:114-124.
- Zheng, J. & M.S.M Siddeek. 2013. Bristol Bay Red King Crab Stock Assessment in Fall 2013



A N E X O S

A N E X O 1

Estimación de
parámetros de crecimiento



ESTIMACIÓN DE PARÁMETROS DE CRECIMIENTO: JAIBA Y CENTOLLA

Se analizó la información anual de composición de tallas provenientes de la captura de centolla (*Lithodes santolla*) y jaiba marmola (*Metacarcinus edwardsii*), para ser ingresadas como dato de entrada en la estimación de parámetros de crecimiento de estos recursos.

En el caso de jaiba marmola sólo se contaba con tres años de datos provenientes desde la captura (2012, 2013 y 2014), en comparación a los 14 años de estructuras de tallas provenientes desde el desembarque; sin embargo dada la calidad del dato, se optó por utilizar una menor cantidad de datos pero que involucraba una mejor calidad en cuanto al mayor rango de tallas que estos abarcaban, además de estar diferenciados por sexo e incluir datos de hembras ovígeras (Figura 15, sección Resultados).

En cuanto al recurso centolla, se cuenta con datos de estructuras de tallas de captura entre los años 1984 – 1987, 1996 y 2007 – 2014, correspondiendo este último período al monitoreo realizado actualmente por el Instituto de Fomento Pesquero ligado al “Programa de Seguimiento Pesquerías Crustáceos Bentónicos”. De este conjunto de estructuras de tallas de centolla, se seleccionaron aquellas que abarcaban el mayor rango de tallas posible para representar de mejor forma la composición de tallas modales y la estructura de la población (Figura 1).

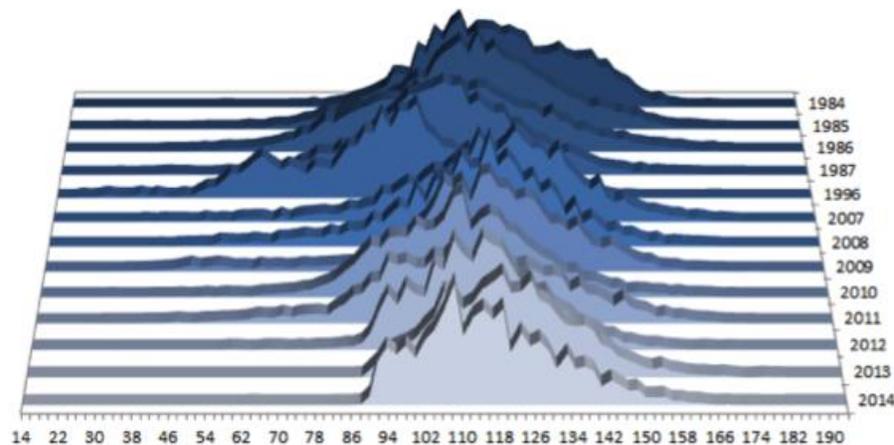


Figura 1. Distribución de frecuencias de tallas disponibles de centolla provenientes de la captura (años 1984 – 1987, 1996 y 2007 – 2014).



La estimación de parámetros se realizó en centolla para el total de datos distribuidos en toda la región. Desde aquí se estimó los parámetros para sexos combinados y para sexos separados. Además, estos datos regionales fueron divididos en tres zonas de acuerdo a la procedencia de las estructuras de tallas y se realizó una estimación de parámetros de crecimiento para cada zona: norte, centro y sur. Esta división de zonas fue extraída desde Daza & Almonacid (2015) y puede ser observada, por ejemplo, en la **Figura 13**, sección Antecedentes.

En jaiba marmola la estimación de parámetros de crecimiento fue realizada para machos, hembras y sexos combinados, sin considerar diferencias geográficas en este estudio.

La actualización de los parámetros de crecimiento del modelo de von Bertalanffy fue realizada aplicando la metodología desarrollada por Canales & Arana (2009) en cangrejo dorado (*Chaceon chilensis*), la cual consiste en realizar una descomposición modal de las estructuras de tallas, suponiendo que cada componente modal corresponde un grupo de edad. El procedimiento consiste en identificar las distribuciones normales subyacentes en cada distribución de frecuencia analizada, tal como se realiza en el paquete computacional Elefan I (FAO, 2006). Este procedimiento se programó en el software estadístico AD Model Builder (ADMB) y fue resuelto mediante el método de Estimadores Máximo Verósimiles (o maximum likelihood). La talla media de cada grupo modal, según la metodología seguida, se establece como:

$$\bar{L}_a = L_\infty(1 - \exp^{-k}) + \exp^{-k}\bar{L}_{a-1}$$

Donde:

\bar{L}_a : Talla media de los individuos de edad a .

\bar{L}_{a-1} : Talla media de los individuos de edad $a-1$.

L_∞ : Talla promedio máxima que pueden alcanzar los ejemplares del grupo.

La proporción de individuos a la talla (l), que comprende el a -ésimo grupo de edad, queda representada por una distribución normal con media conocida y desviación estándar σ :

$$p_{l,a} \approx N(\bar{L}_a, \sigma_a^2)$$

Esta proporción de individuos a la talla (l) se supone proporcional a la talla media modal, mediante el coeficiente de variación (CV), como se muestra a continuación:

$$\sigma_a = CV\bar{L}_a$$

De esta manera, la composición modal de tallas de cada grupo modal queda representada de la forma:

$$\hat{f}_{l,a,i} = \pi_{a,i}p_{l,a}n_i$$



$$\sum_a^{na} \pi_{a,i} = 1$$

donde $\pi_{a,i}$ es la proporci3n que compone cada grupo modal-etario y n el tama1o de muestra observado en la i -3sima composici3n de tallas. La i -3sima composici3n de tallas muestral es estimada sumando sobre cada componente modal:

$$\bar{F}_{l,i} = \sum_a^{na} \hat{f}_{l,a}$$

Con todo lo anterior, el problema se reduce a la determinaci3n de los par3metros de crecimiento, coeficiente de variaci3n y las proporciones edad-específicas, minimizando el valor de un estimador de log-verosimilitud penalizado, asumiendo para ello, que la composici3n de talla responde a una distribuci3n multinomial. En la distribuci3n, se emplea un tama1o muestral efectivo variable proporcional al tama1o de muestra (m_i) observado de la i -3sima composici3n de tallas normalizado a T_m individuos, seg1n:

$$\log L = \sum_l^L \sum_i^{nf} T_m \frac{m_i}{\sum_i m_i} F_{l,i} \log(\hat{F}_{l,i}) + \lambda(L_\infty - \Lambda)^2$$

La penalizaci3n $\lambda(L_\infty - \Lambda)^2$ corresponde a una restricci3n de los valores probables de la longitud asint3tica modelada mediante p3rdida cuadr3tica en torno a la talla de referencia Λ . Una vez resuelto el vector de par3metros, se realiz3 un retro c3lculo, despejando el valor de $\bar{L}_{\alpha-1}$ de la ecuaci3n $\bar{L}_\alpha = L_\infty(1 - \exp^{-k}) + \exp^{-k}\bar{L}_{\alpha-1}$, para evaluar la talla modal m3nima que podr3a tener un individuo de 1 a1o de edad y por ende la asignaci3n de edad en las siguientes componentes modales. Para la obtenci3n de los par3metros de crecimiento, se establecieron 10 escenarios probables (**Tabla 1**).



Tabla 1.

Escenarios considerados para la estimación de los parámetros de crecimiento de von Bertalanffy utilizados en ambas especies.

Caso	Edades	L_{∞} (mm)	K (años ⁻¹)	L_0 (mm)	α	β
1	nmin	L_{∞} (fijo)	estim/cv=0.3	estim/cv=0.3	0	estim/cv=0.3
2	nmin	L_{∞} (fijo)	estim/cv=0.3	estim/cv=0.3	estim/cv=0.3	0
3	nmin	L_{∞} (fijo)	estim/cv=0.3	estim/cv=0.3	estim/cv=0.3	estim/cv=0.3
4	nmax	L_{∞} (fijo)	estim/cv=0.3	estim/cv=0.3	0	estim/cv=0.3
5	nmax	L_{∞} (fijo)	estim/cv=0.3	estim/cv=0.3	estim/cv=0.3	0
6	nmax	L_{∞} (fijo)	estim/cv=0.3	estim/cv=0.3	estim/cv=0.3	estim/cv=0.3
7	nmin	L_{∞} (fijo)	estim/cv=10.3	estim/cv=10.3	estim/cv=0.3	estim/cv=0.3
8	nmax	L_{∞} (fijo)	estim/cv=10.3	estim/cv=10.3	estim/cv=0.3	estim/cv=0.3
9	nmin	estim/cv=0.1	estim/cv=0.3	estim/cv=0.3	estim/cv=0.3	estim/cv=0.3
10	nmax	estim/cv=0.1	estim/cv=0.3	estim/cv=0.3	estim/cv=0.3	estim/cv=0.3

A partir de las estructuras de tallas disponibles, se establecieron 5 criterios para calcular los valores de la longitud asintótica (L_{∞}) utilizada como valor de entrada en la estimación de los parámetros de crecimiento de ambas especies. Inicialmente, se realizó la suma de las frecuencias a cada talla de cada año, obteniendo una estructura de tamaños total. Posteriormente, se calculó la proporción de individuos en cada talla. En los casos 1 y 2 se determina la longitud máxima, en la cual se encuentra acumulado el 95% (l_1) y 99% (l_2) de los datos, respectivamente. En los casos 3 y 4, se determina la talla máxima comprendida en el rango de datos que contiene el 95% y 99% de estos, es decir la longitud máxima del rango de tallas comprendido entre 2,5%-97,5% (l_3) y 0,5%-99,5% (l_4) de los datos (**Figura 2**). El valor de l_5 , corresponde al valor máximo de tallas observadas en las estructuras de longitudes de las capturas (l_{max}), en los diferentes años.

A continuación, en los casos l_1 a l_4 se estima la talla media de los ejemplares que se encuentran sobre los límites superiores de estas proporciones, mediante el promedio ponderado por la frecuencia de individuos a la talla, definido por la expresión:

$$\bar{l}_k = \frac{\sum_{i=1}^{n_k} f_{i_k} \cdot l_i}{\sum_{i=1}^{n_k} f_i}; \quad \text{para } i = 1, 2, 3, \dots, n_k \text{ y } k = 1, 2, 3, 4.$$

donde \bar{l}_k se asume como la longitud media de los ejemplares de la cohorte de mayor longevidad presente en la estructura de tallas de las capturas.

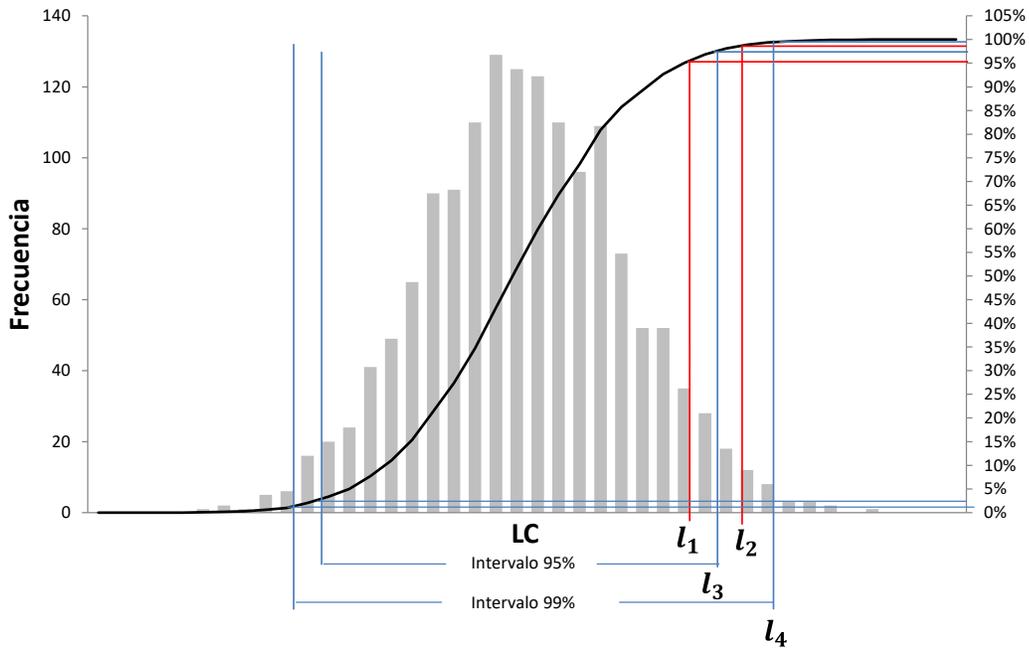


Figura 2. Gráfico representativo de la longitudes máximas acumuladas al 95% y 99%, y longitudes máximas de los rangos 2,5%-97,5% y 0,5%-99,5%, del total de registros.

De acuerdo a lo señalado por Pauly (1983), una buena aproximación del L_∞ se obtiene dividiendo por 0.95 la longitud del ejemplar de mayor tamaño registrado en las capturas. De esta manera el cálculo de L_∞ queda definido por:

$$L_{\infty k} = \frac{\bar{l}_k}{0,95}; \text{ para } k = 1, 2, 3, 4;$$

mientras que:

$$L_{\infty 5} = \frac{l_{\max}}{0.95}$$

Con lo anterior, para cada estimación de L_∞ (5 en total), se obtendrán 10 modelos de crecimiento posibles provenientes de los escenarios presentados en la **Tabla 1**, por lo que se generarían 50 modelos de crecimiento por cada recurso. En centolla, se utilizaron las 5 estimaciones de L_∞ , mientras que en jaiba marmola sólo se utilizaron dos estimaciones ($L_{\infty 2}$ y $L_{\infty 5}$), basándose para esto en la información presente en las estructuras de tallas y el conocimiento técnico existente.

Para cada recurso se seleccionaron los modelos mas parsimoniosos considerando el criterio de la menor log-verosimilitud (Canales & Arana, 2009) y el menor valor del Criterio de Información de Akaike



(AIC) (Akaike, 1974), el cual penaliza el exceso de parámetros estimados y cuya expresión general está dada por:

$$AIC(k) = -2\ln \mathcal{L}[\hat{\theta}(k)] + 2k$$

donde $\mathcal{L}[\hat{\theta}(k)]$ es la función de verosimilitud de las observaciones, $\hat{\theta}(k)$ es la estimación máximo verosímil del vector de parámetros θ , y k es el número de parámetros independientes estimados dentro del modelo.

Finalmente, con los parámetros estimados de los modelos seleccionados, se calculó el promedio de estos, con sus respectivas desviaciones estándar e intervalos de confianza, los cuales corresponden a los valores finales de la estimación.

JAIBA

Los rangos de tallas en los datos varió, por sexo y por año, encontrándose para el año 2014, que el rango de tallas varió entre las marcas de clase de 78 y 193 mm para machos y entre 78 y 183 mm en hembras. Sin embargo, en los años 2012 y 2013, las marcas de clase de AC más altas encontradas en hembras, alcanzaban sólo los 163 y 153 mm para cada año respectivamente, reportándose por tanto un aumento en las tallas de hembras en el 2014. En machos, por su parte, la marca de clase más alta en los años anteriores fue de 188 mm, observándose de esta forma que estos alcanzan tallas mayores que las hembras.

En el caso de jaiba marmola, sólo se utilizaron 2 de los 5 métodos propuestos para definir una longitud asintótica inicial ($L_{\infty 2}$ y $L_{\infty 5}$), considerando conocimiento técnico y referencias bibliográficas (Vogt, 2012; Retamal, 2009). En las **Tablas 2, 3 y 4** se presentan los parámetros estimados provenientes de los modelos más parsimoniosos de acuerdo a los criterios previamente definidos en la sección de metodologías. En el caso de las hembras, **Tabla 2**, 11 modelos de un total de 20 cumplían con los criterios para ser seleccionados dentro de los más parsimoniosos. La variabilidad en el parámetro L_{∞} , está dada principalmente por el criterio de selección de este valor, el cual no es estimado en la mayoría de los casos. Sin embargo, en aquellos casos en que este parámetro es estimado utilizando como valor inicial el valor fijo definido por el criterio (151 mm y 192 mm), el resultado de esta estimación se mantiene cercano al valor de entrada. El parámetro K en hembras se encuentra en un rango de valores de 0.08 a 0.16 años⁻¹. Por otra parte, el valor de L_0 fluctúa entre 59 y 91 mm.

Sólo el caso 5 presentó un valor de verosimilitud alejado de los criterios que lo definían como un modelo con ajuste aceptable (**Tabla 3**). El valor de L_{∞} en machos, dado los dos criterios definidos resultó en valores iguales a 177 y 203 mm para cada método. En aquellos casos en que el parámetro fue estimado por el modelo, estos valores se mantuvieron cercanos a su valor de partida respectivo. Los valores de K variaron entre 0.08 años⁻¹ y 0.17 años⁻¹, mientras que la talla mínima L_0 fluctuó entre 59 y 91 mm.



Al analizar las estimaciones de parámetros realizadas para sexos combinados, 16 de 20 modelos fueron seleccionados dentro del rango definido. Los dos valores de L_{∞} predefinidos por el criterio de estimación fueron 168 y 203 mm, los cuales al ser estimados por el modelo en los casos 9 y 10 variaron entre 167.4 y 176.6 para el primer criterio y 195.6 y 198.9 para el segundo (**Tabla 4**). La estimación para el parámetro K fluctuó entre 0.10 y 0.17 años⁻¹, mientras que la talla mínima estimada por el modelo se encontró entre 59 y 91 mm.

Las curvas de crecimiento generadas por estos modelos se pueden observar para hembras en la **Figura 3**, mientras que las curvas de crecimiento de los machos se aprecian en la **Figura 4**. En el caso de las hembras, los modelos basados en $L_{\infty 2}$ presentan estimaciones similares para cada modelo, presentando por ende, curvas prácticamente idénticas para todos los modelos a excepción del caso 1, el cual justamente presenta una mayor verosimilitud respecto a las demás estimaciones. Para los modelos estimados a partir de $L_{\infty 5}$, el resultado es distinto puesto que se generan curvas diferentes entre sí, destacando el caso 8 como el más alejado del grupo, debido al bajo valor estimado para K (0.079 años⁻¹). Algo similar ocurre en los machos de jaiba marmola, en donde las curvas de crecimiento asociadas al $L_{\infty 2}$ no distan mucho unas de otras, observándose en definitiva, dos grupos de estimación, mientras que aquellas curvas asociadas a $L_{\infty 5}$ presentan mayor variabilidad entre sí, diferenciándose al igual que en hembras el caso 8 por la misma razón: un bajo valor estimado para K (0.080 años⁻¹).



Tabla 2.

Parámetros estimados provenientes de los modelos seleccionados en hembras de jaiba marmola, verosimilitud y criterio AIC resultantes para cada caso.

Sexo/Método	Caso	G.Edades	Parámetros					Verosimilitud	AIC	DeltaAIC
			Loo	K	Lo	a	b			
Hembras										
Loo2	4	14	151.00	0.131	64	0.00	0.08	797.28	1684.56	38.2
	6	14	151.00	0.129	64	0.96	0.08	797.46	1686.91	40.6
	10	14	150.76	0.129	64	0.96	0.08	797.47	1688.93	42.6
	8	14	151.00	0.130	91	0.98	0.08	798.13	1688.26	41.9
	1	7	151.00	0.162	65	0.00	0.09	799.17	1646.34	0.0
Loo5	6	14	192.00	0.107	65	0.95	0.07	797.19	1686.39	41.12
	4	14	192.00	0.111	76	0.00	0.08	797.44	1684.88	39.61
	8	14	192.00	0.079	90	0.98	0.08	797.96	1687.93	42.66
	3	7	192.00	0.122	72	0.97	0.08	798.27	1646.54	1.27
	9	7	188.97	0.120	59	0.97	0.08	798.62	1649.23	3.96
	1	7	192.00	0.125	71	0.00	0.09	798.63	1645.27	0.00



Tabla 3.

Parámetros estimados provenientes de los modelos seleccionados en machos de jaiba marmola, verosimilitud y criterio AIC resultantes para cada caso.

Sexo/Método	Caso	Edades	Parámetros			Verosimilitud	AIC	Delta AIC		
			Loo	K	Lo				a	b
Machos										
Loo2	10	14	177.54	0.136	68	0.97	0.08	847.37	1788.75	44.06
	6	14	177.00	0.135	68	0.97	0.08	847.38	1786.76	42.07
	4	14	177.00	0.130	80	0.00	0.09	847.69	1785.37	40.68
	7	7	177.00	0.166	93	0.98	0.09	847.98	1745.97	1.28
	1	7	177.00	0.176	78	0.00	0.10	848.35	1744.69	0.00
	3	7	177.00	0.166	77	0.99	0.10	848.63	1747.26	2.57
	2	7	177.00	0.166	77	0.99	0.10	848.63	1745.25	0.56
	8	14	177.00	0.173	38	0.99	0.10	848.88	1789.76	45.07
	9	7	185.56	0.151	61	1.00	0.11	849.14	1750.28	5.59
Loo5	6	14	203.00	0.121	65	0.97	0.08	847.33	1786.66	42.99
	4	14	203.00	0.128	80	0.00	0.08	847.39	1784.79	41.12
	8	14	203.00	0.080	84	0.98	0.08	847.53	1787.07	43.40
	10	14	199.59	0.126	93	0.98	0.09	847.75	1789.49	45.83
	1	7	203.00	0.135	78	0.00	0.09	847.83	1743.66	0.00
	9	7	203.57	0.134	79	0.98	0.08	847.93	1747.87	4.20
	7	7	203.00	0.132	79	0.98	0.08	847.94	1745.88	2.21
	3	7	203.00	0.134	79	0.98	0.08	847.94	1745.88	2.21
	2	7	203.00	0.129	76	0.98	0.10	848.39	1744.77	1.11



Tabla 4.
Parámetros estimados provenientes de los modelos seleccionados para sexos combinados de jaiba marmola, verosimilitud y criterio AIC resultantes para cada caso.

Sexo/Método	Caso	Ejidades	Parámetros					Verosimilitud	AIC	DeltaAIC
			Loo	K	Lo	a	b			
Ambos Sexos										
Loo2	4	14	168.00	0.134	70	0.00	0.09	845.08	1780.15	39.42
	10	14	167.42	0.133	70	0.97	0.08	845.15	1784.30	43.57
	6	14	168.00	0.133	73	0.98	0.08	845.20	1782.39	41.66
	8	14	168.00	0.108	85	0.98	0.08	845.23	1782.45	41.72
	1	7	168.00	0.171	82	0.00	0.10	846.37	1740.73	0.00
	9	7	176.66	0.152	73	0.99	0.10	846.82	1745.65	4.92
	2	7	168.00	0.165	74	1.00	0.10	847.03	1742.06	1.33
	3	7	168.00	0.163	74	0.99	0.10	847.03	1744.06	3.33
Loo5	4	14	203.00	0.115	66	0.00	0.08	845.14	1780.27	40.83
	6	14	203.00	0.120	80	0.98	0.08	845.45	1782.91	43.46
	10	14	195.69	0.116	74	0.98	0.08	845.53	1785.06	45.62
	1	7	203.00	0.127	80	0.00	0.09	845.72	1739.45	0.00
	7	7	203.00	0.104	93	0.98	0.09	845.77	1741.54	2.10
	3	7	203.00	0.127	80	0.98	0.08	845.79	1741.59	2.14
	9	7	198.96	0.120	92	0.98	0.08	845.82	1743.63	4.18
	2	7	203.00	0.126	83	0.96	0.10	846.40	1740.79	1.34

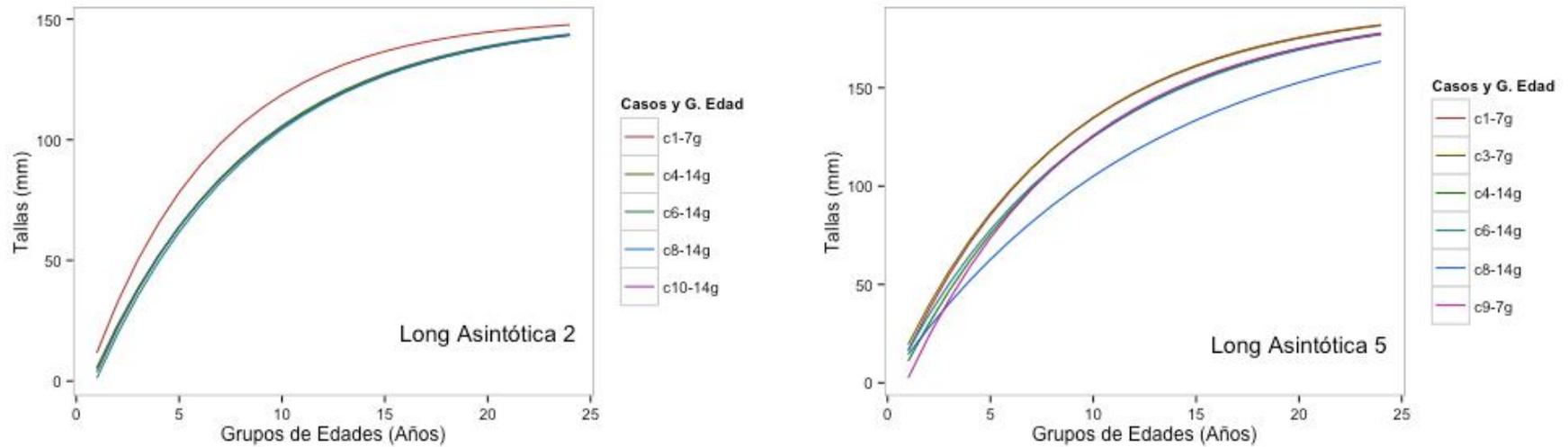


Figura 3. Curvas de crecimiento para hembras de jaiba marmola provenientes desde los modelos de estimaci3n seleccionados para las dos longitudes asint3ticas definidas.

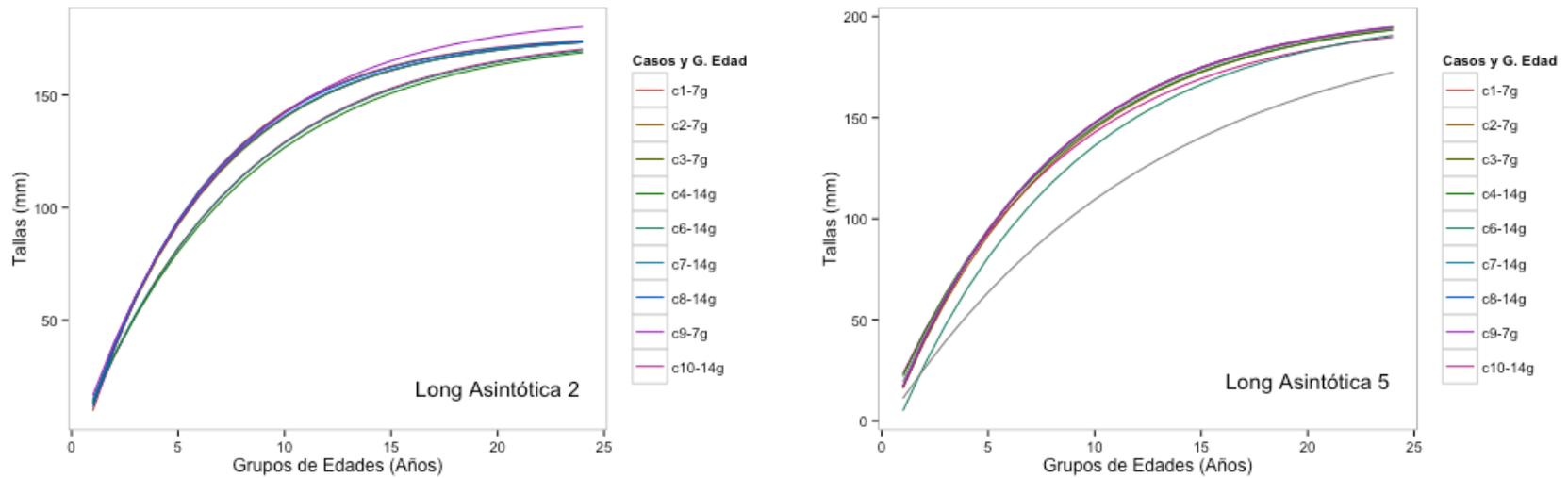


Figura 4. Curvas de crecimiento para machos de jaiba marmola provenientes desde los modelos de estimaci3n seleccionados para las dos longitudes asint3ticas definidas



Finalmente, se presenta en la **Tabla 5** el promedio de los parámetros estimados mediante las dos metodologías de L_{∞} para machos, hembras y sexos combinados, la desviación estándar y el intervalo de confianza respectivo para cada parámetro. Estos parámetros son utilizados para generar las curvas de crecimiento finales por cada sexo presentadas en la **Figura 5**, en donde es posible notar que los machos alcanzan tallas más altas que las hembras a un mismo grupo de edad.

Tabla 5.

Promedio final de los parámetros estimados, desviación estándar y su intervalo de confianza para hembras, machos y sexos combinados proveniente de los modelos seleccionados.

	Loo	K	Lo	a	b
Hembras					
Media (DesEst)	173.07 (21.19)	0.122 (0.02)	71 (10.65)	0.62 (0.49)	0.08 (0.01)
IC []	[158.83 187.30]	[0.109 0.136]	[64 78]	[0.29 0.94]	[0.08 0.09]
Machos					
Media (DesEst)	190.35 (12.87)	0.140 (0.02)	75 (12.51)	0.76 (0.42)	0.09 (0.01)
IC []	[183.95 196.75]	[0.128 0.151]	[69 82]	[0.55 0.97]	[0.08 0.09]
Ambos Sexos					
Media (DesEst)	185.30 (17.06)	0.132 (0.02)	78 (7.65)	0.74 (0.44)	0.09 (0.01)
IC []	[176.21 194.39]	[0.121 0.143]	[74 82]	[0.50 0.97]	[0.08 0.09]

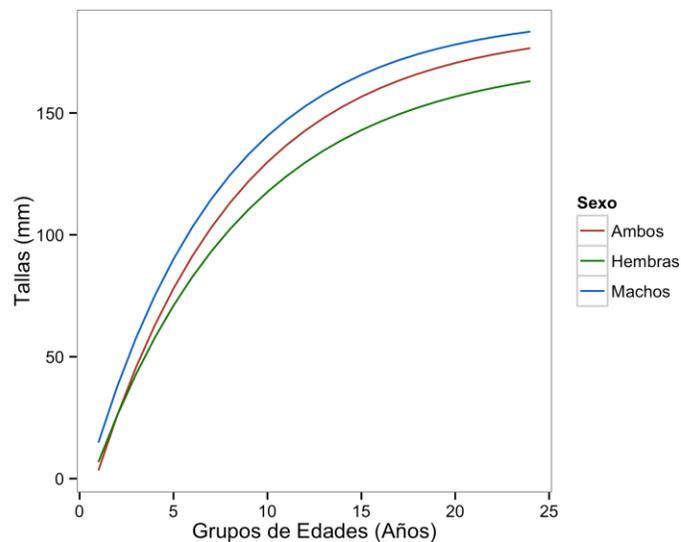


Figura 5. Curvas de crecimiento finales para cada sexo y ambos sexos en jaiba marmola.



CENTOLLA

La estimación de parámetros de crecimiento de centolla fue actualizada en este estudio para el total de los datos de tallas, como también por sexos separados y zonas de distribución. Para esto se utilizaron estructuras de tallas que dieran cuenta, de mejor manera, acerca de la representatividad de los individuos de este recurso en el ambiente con datos de captura (**Tabla 6**).

Tabla 6.
Años de estructuras de tallas utilizadas en cada estimación de parámetros de centolla.

Estimación	Estructuras de tallas utilizadas (años)	Figura
Total	1984 – 1987; 1996; 2007; 2008; 2010; 2011	Figura 6
Machos	1984 – 1987; 1996; 2007 – 2011; 2012; 2013	Figura 7
Hembras	1984 – 1987; 1996; 2007; 2009; 2010	Figura 8
Zona Norte	2008 – 2011; 2013	Figura 9
Zona Centro	2007 – 2012	Figura 10
Zona Sur	2007 – 2009	Figura 11

De acuerdo a los criterios definidos basados en log-verosimilitud y AIC provenientes de la estimación de parámetros, 11 modelos fueron seleccionados para machos (**Tabla 7**), 13 para hembras (**Tabla 8**) y 13 para la estimación que utilizaba todos los datos en conjunto (sexos combinados) (**Tabla 9**). Las curvas de crecimiento asociadas a estos modelos se encuentran representadas en la **Figura 12**.

En el caso de las estimaciones de parámetros para las zonas norte, centro y sur, se seleccionaron un total de 12, 11 y 13 modelos respectivamente (**Tabla 10, 11 y 12**). Las curvas de crecimiento asociadas a estos modelos se encuentran representadas en la **Figura 13**.

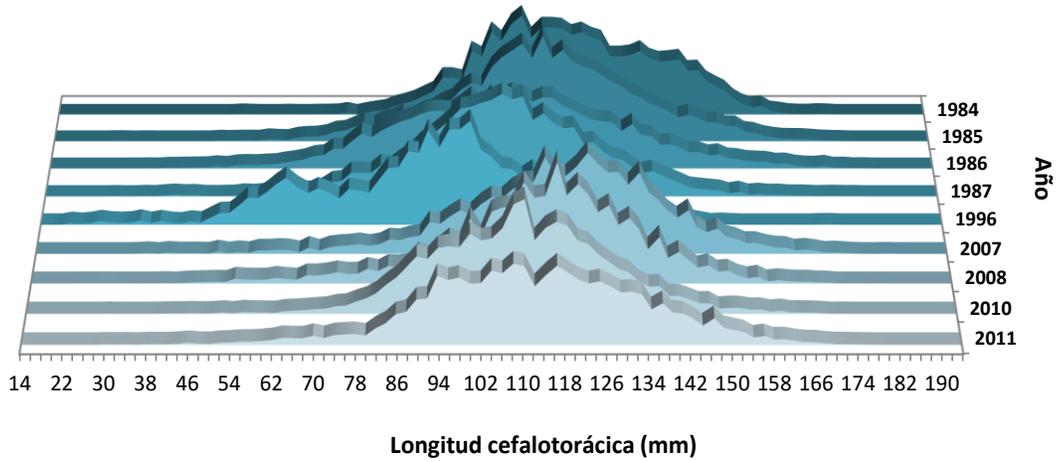


Figura 6. Estructuras de tallas total de centolla seleccionadas para estimar los parámetros de crecimiento.

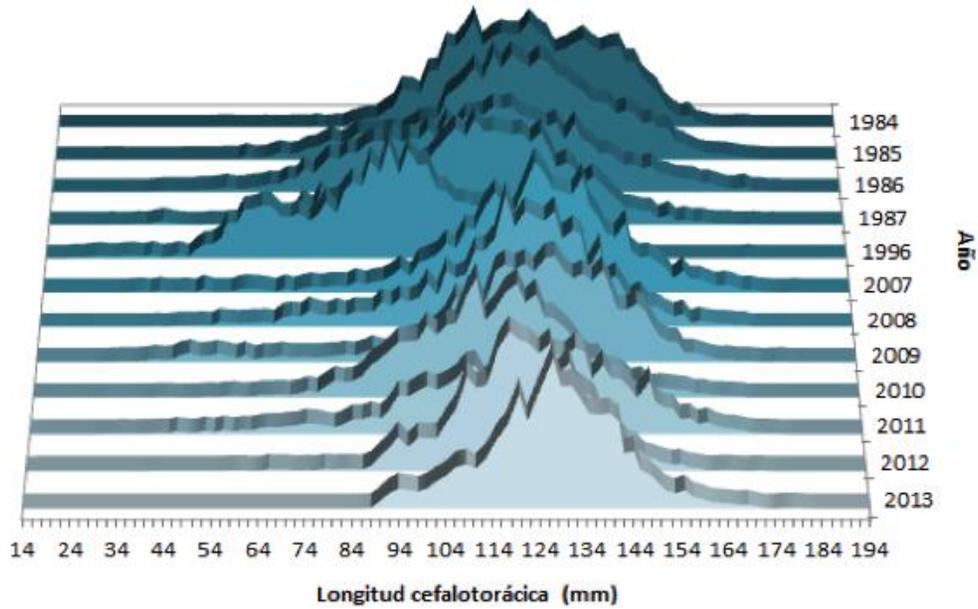


Figura 7. Estructuras de tallas de machos de centolla seleccionadas para estimar los parámetros de crecimiento.

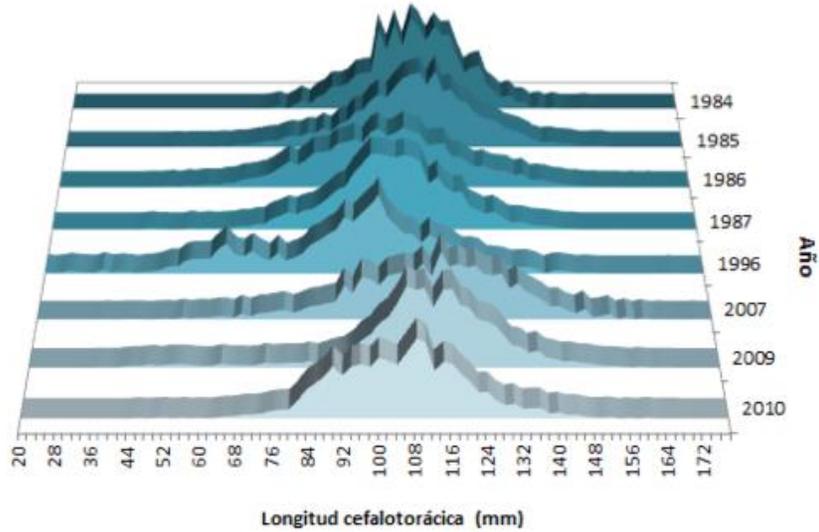


Figura 8. Estructuras de tallas de hembras de centolla seleccionadas para estimar los parámetros de crecimiento.

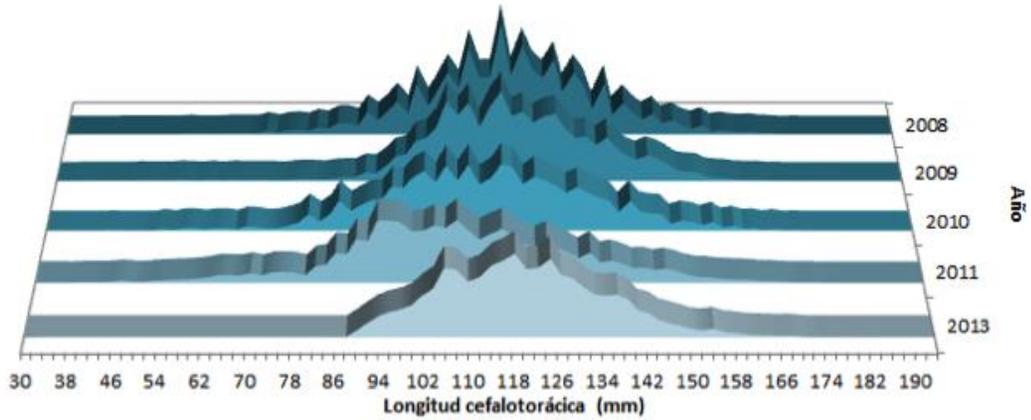


Figura 9. Estructuras de tallas pertenecientes a la zona norte utilizadas en la estimación de parámetros para centolla.

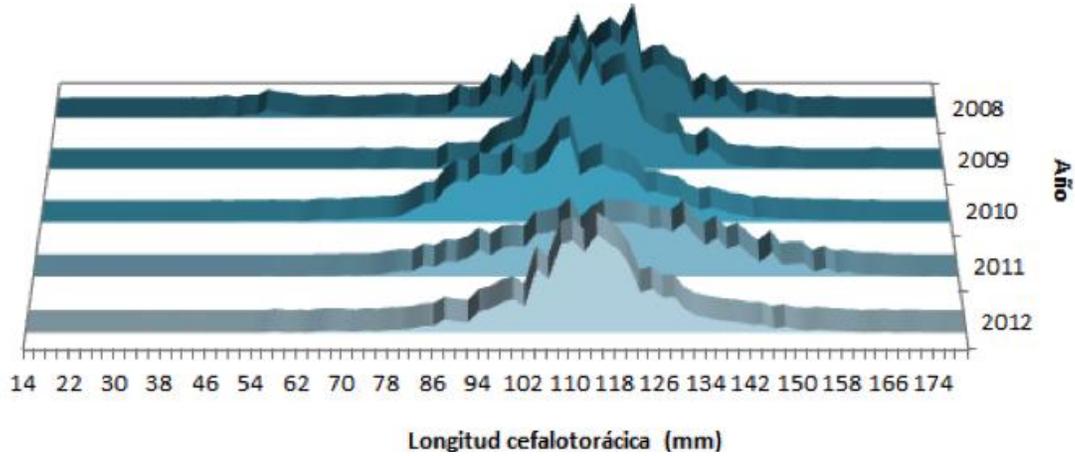


Figura 10. Estructuras de tallas pertenecientes a la zona centro utilizadas en la estimación de parámetros para centolla.

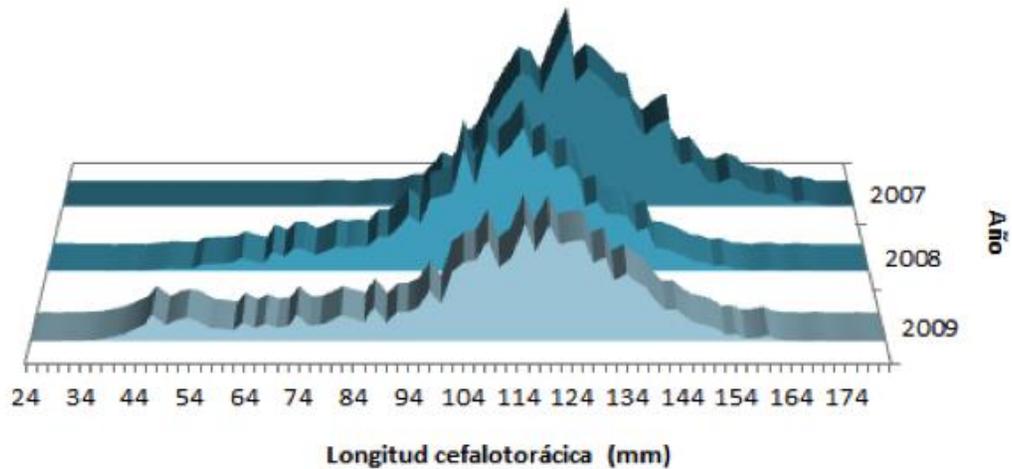


Figura 11. Estructuras de tallas pertenecientes a la zona sur utilizadas en la estimación de parámetros para centolla.



Tabla 7.
Modelos seleccionados para la estimación de los parámetros finales de la curva de crecimiento de von Bertalanffy en machos.

Machos											
Caso	Edades	Loo	k	Lo	α	β	log-like.	Likelihood	Penalty prop.	Post_prior.	AIC
Met_3_4	15	175.1	0.13	26.37	0.00	0.09	4389.18	4388.09	5.71E-05	1.09	319.23
Met_1_4	15	164.4	0.15	26.83	0.00	0.10	4389.48	4389.01	1.09E-06	0.47	319.23
Met_4_4	15	178.4	0.13	26.47	0	0.10	4389.57	4388.66	3.20E-07	0.91	323.23
Met_3_3	11	175.1	0.14	25.62	0.10	0.10	4389.66	4388.96	6.60E-07	0.70	231.23
Met_1_3	11	164.4	0.16	25.22	0	0.10	4389.85	4389.58	6.22E-08	0.27	231.23
M_5_4	15	204.2	0.12	25.32	0	0.10	4390.71	4389.01	8.42E-08	1.70	321.23
Met_3_8	15	175.1	0.12	27.88	0	0.10	4390.71	4387.98	1.29E-06	2.73	321.23
Met_1_8	15	164.4	0.14	28.90	0	0.10	4390.94	4388.55	1.57E-05	2.39	321.23
M_5_7	11	204.2	0.10	28.29	0	0.10	4391.02	4388.38	6.21E-08	2.64	233.23
Met_4_8	15	178.4	0.12	27.93	0.20	0.10	4391.04	4388.50	2.14E-07	2.53	321.23
Met_3_2	11	175.1	0.19	36.82	163265	0.00	15543.10	5426.00	9.15E+03	969.90	230.80
Promedio	14	178.1	0.14	27.79	14842.36	0.09	5404.11	4482.97	8.32E+02	89.58	288.46



Tabla 8.
Modelos seleccionados para la estimación de los parámetros finales de la curva de crecimiento de von Bertalanffy en hembras.

Hembras											
Caso	Edades	Loo	k	Lo	α	β	log-like.	Likelihood	Penalty prop.	Post_prior.	AIC
Met_1_4	15	149.9	0.17	28.81	0.00	0.10	2809.76	2809.52	5.20E-06	0.24	320.12
Met_2_4	15	155.8	0.16	28.77	0.00	0.10	2809.88	2809.52	5.54E-06	0.36	322.12
Met_2_3	11	155.8	0.17	28.50	0	0.10	2809.96	2809.66	5.19E-06	0.30	232.12
Met_1_3	11	149.9	0.18	28.38	0.10	0.10	2809.98	2809.81	5.19E-06	0.17	232.12
Met_2_1	11	155.8	0.17	28.53	0	0.10	2810.03	2809.74	5.19E-06	0.29	236.12
Met_1_1	11	149.9	0.18	28.41	0	0.10	2810.05	2809.87	5.19E-06	0.17	232.12
Met_3_3	11	161.4	0.16	28.57	0	0.10	2810.06	2809.61	5.19E-06	0.44	232.12
Met_4_4	15	165.5	0.15	28.56	0	0.10	2810.11	2809.57	5.40E-06	0.55	324.12
Met_3_1	11	161.4	0.16	28.58	0	0.10	2810.12	2809.68	5.29E-06	0.44	232.12
Met_3_4	15	161.4	0.16	28.52	0.00	0.10	2810.20	2809.80	5.29E-06	0.40	320.12
Met_4_1	11	165.5	0.15	28.56	0	0.10	2810.23	2809.67	5.19E-06	0.56	232.12
M_5_1	11	187.4	0.12	28.92	0.00	0.10	2811.68	2810.18	4.49E-06	1.50	234.12
Met_1_9	11	146.8	0.17	28.82	0.20	0.11	2812.63	2810.19	4.09E-06	2.44	232.12
Promedio	12	159.0	0.16	28.61	0.04	0.10	2810.36	2809.76	5.11E-06	0.61	260.12



Tabla 9.
Modelos seleccionados para la estimación de los parámetros finales de la curva de crecimiento de von Bertalanffy para ambos sexos.

Sexos combinados

Caso	Edades	Loo	k	Lo	α	β	log-like.	Likelihood	Penalty prop.	Post_prior.	AIC
Mod_2_3	11	164,6	0,18	26,63	0,10	0,10	1098,87	1098,60	1,92E-07	0,27	236,00
Mod_1_3	11	159,0	0,20	26,02	0,10	0,10	1098,89	1098,71	1,92E-07	0,17	234,00
Mod_1_1	11	159,0	0,21	23,39	0	0,10	1098,98	1098,82	1,92E-07	0,16	234,00
Mod_3_3	11	171,5	0,17	26,74	0,10	0,10	1098,99	1098,58	1,92E-07	0,41	238,00
Mod_3_4	15	171,5	0,17	26,73	0	0,10	1099,03	1098,62	1,92E-07	0,41	322,00
Mod_2_1	11	164,6	0,19	24,18	0	0,10	1099,12	1098,79	1,09E-06	0,33	234,00
Mod_4_4	15	178,1	0,16	27,15	0	0,10	1099,20	1098,56	1,92E-07	0,63	324,00
Mod_3_1	11	171,5	0,21	20,63	0	0,11	1099,36	1099,34	1,92E-07	0,02	238,00
Mod_5_1	11	191,6	0,18	21,90	0	0,11	1099,50	1099,15	1,92E-07	0,35	236,00
Mod_5_3	11	191,6	0,17	24,56	0,10	0,10	1099,68	1099,08	1,92E-07	0,59	236,00
Mod_5_4	15	191,6	0,17	24,54	0	0,10	1099,73	1099,13	1,92E-07	0,60	324,00
Mod_4_8	15	178,1	0,12	32,22	0,20	0,11	1100,78	1098,81	1,92E-07	1,97	324,00
Mod_2_2	11	164,6	0,23	48,99	5,53	0	1143,16	1103,47	1,92E-07	39,69	233,99
Promedio	12	173,6	0,18	27,21	0,47	0,09	1102,71	1099,20	2,61E-07	3,51	262,61

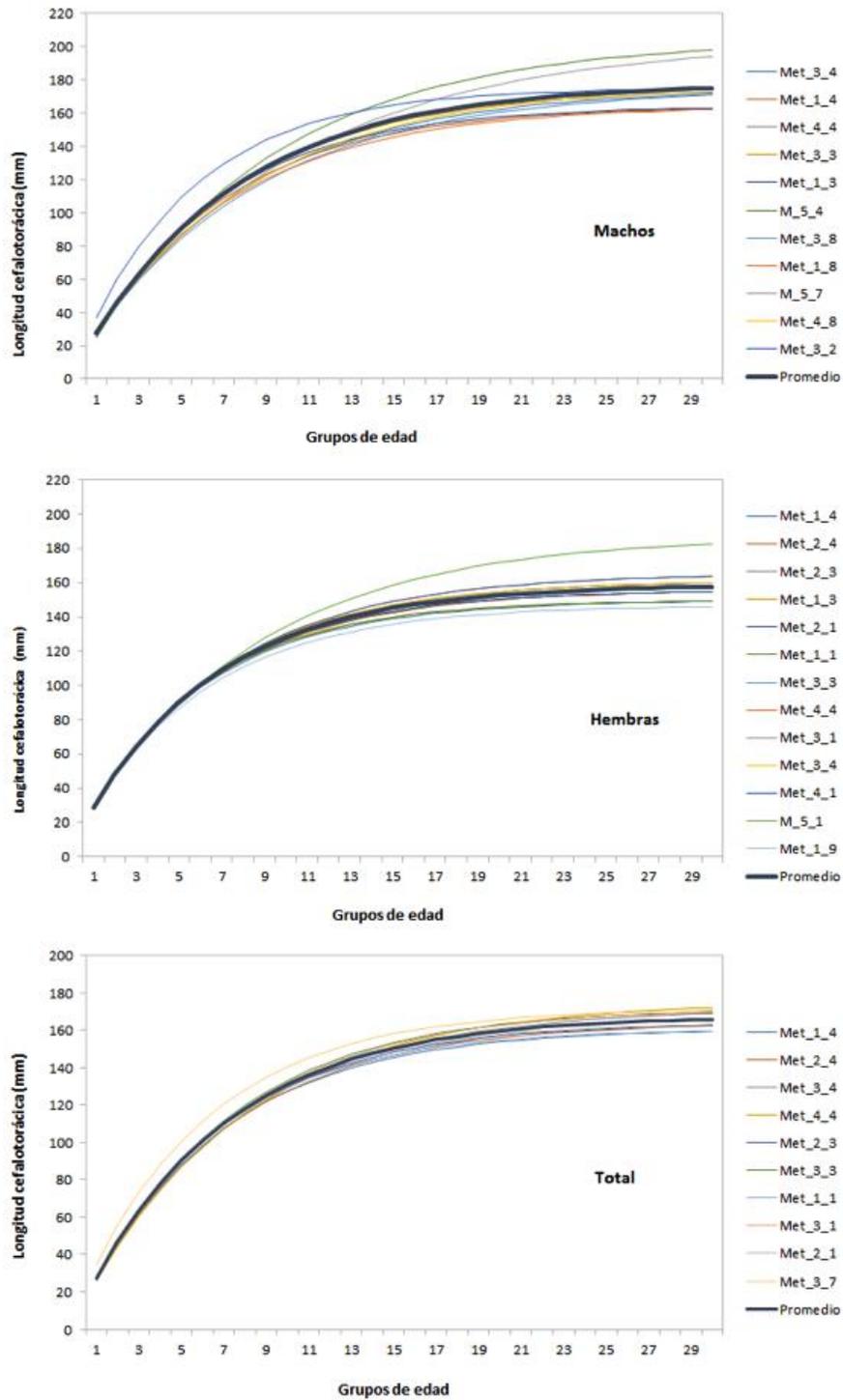


Figura 12. Modelos de crecimiento seleccionados para estimar los parámetros finales de centolla en machos, hembras y sexos combinados.

**Tabla 10.**

Modelos seleccionados para la estimación de los parámetros finales de la curva de crecimiento de von Bertalanffy en la zona norte de la XII Región.

Zona norte

Caso	Edades	Loo	k	Lo	α	β	log-like.	Likelihood	Penalty prop.	Post_prior.	AIC
Mod_1_4	15	160.1	0.17	31.05	0.00	0.08	2135.49	2134.99	3.040E-07	0.49	320.67
Mod_2_3	11	165.6	0.17	29.99	0.10	0.09	2135.65	2135.08	3.039E-07	0.57	232.67
Mod_2_1	11	165.6	0.17	30.20	0	0.09	2135.66	2135.10	3.036E-07	0.56	236.67
Mod_3_3	11	171.1	0.16	29.61	0.10	0.09	2135.82	2135.07	8.085E-07	0.75	232.67
Mod_4_3	11	174.5	0.15	29.21	0	0.09	2135.94	2135.06	3.040E-07	0.88	236.67
Mod_4_1	11	174.5	0.15	29.34	0	0.09	2135.96	2135.09	1.354E-06	0.87	232.67
Mod_3_1	11	171.1	0.16	28.35	0	0.09	2135.98	2135.40	1.313E-03	0.58	232.67
Mod_1_3	11	160.1	0.20	40.01	0	0.09	2135.98	2135.34	3.039E-07	0.64	232.67
Mod_1_1	11	160.1	0.20	40.07	0	0.09	2136.00	2135.37	3.039E-07	0.63	232.67
Mod_2_4	15	165.6	0.19	39.88	0.00	0.09	2136.06	2135.39	3.039E-07	0.67	322.67
Mod_3_4	15	171.1	0.13	26.51	0	0.09	2136.41	2134.84	3.040E-07	1.57	320.67
Mod_3_9	11	161.1	0.16	28.86	0.20	0.10	2139.44	2135.92	3.040E-07	3.52	232.67
Promedio	12	166.7	0.17	31.92	0.05	0	2136.20	2135.22	1.098E-04	0.98	255.50

**Tabla 11.**

Modelos seleccionados para la estimación de los parámetros finales de la curva de crecimiento de von Bertalanffy en la zona centro de la XII Región.

Zona centro											
Caso	Edades	Loo	k	Lo	α	β	log-like.	Likelihood	Penalty prop.	Post_prior.	AIC
Mod_1_3	11	158.8	0.17	33.24	0.10	0.09	2070.00	2069.40	9.27E-08	0.60	232.73
Mod_3_3	11	169.2	0.14	34.11	0.10	0.08	2070.19	2068.98	5.77E-05	1.22	232.73
Mod_1_4	15	158.8	0.13	24.50	0	0.08	2070.31	2068.48	9.27E-08	1.83	320.73
Mod_2_1	11	163.8	0.19	28.52	0.00	0.09	2070.55	2069.63	3.28E-06	0.92	236.73
Mod_4_1	11	171.2	0.18	28.87	0	0.09	2070.81	2069.68	2.02E-07	1.13	232.73
Mod_1_1	11	158.8	0.17	29.73	0	0.09	2071.08	2069.76	9.27E-08	1.32	232.73
Mod_5_3	11	189.5	0.19	27.37	0	0.09	2071.20	2070.95	3.99E-03	0.25	234.73
Mod_5_1	11	189.5	0.19	22.91	0	0.09	2071.35	2071.11	7.48E-06	0.23	234.73
Mod_2_4	15	163.8	0.19	51.35	0	0.09	2071.87	2070.07	9.27E-08	1.80	322.73
Mod_2_3	11	163.8	0.16	49.34	0.10	0.08	2071.92	2069.82	9.27E-08	2.10	232.73
Mod_3_9	11	188.8	0.19	24.86	0	0.09	2074.29	2070.87	9.27E-08	3.42	232.73
Promedio	12	170.5	0.17	32.25	0.05	0.09	2071.23	2069.89	3.69E-04	1.35	249.64

**Tabla 12.**

Modelos seleccionados para la estimación de los parámetros finales de la curva de crecimiento de von Bertalanffy en la zona sur de la XII Región.

Zona Sur

Caso	Edades	Loo	k	Lo	α	β	log-like.	Likelihood	Penalty prop.	Post_prior.	AIC
Mod_2_3	11	164.6	0.18	26.63	0.10	0.10	1098.87	1098.60	1.92E-07	0.27	236.00
Mod_1_3	11	159.0	0.20	26.02	0.10	0.10	1098.89	1098.71	1.92E-07	0.17	234.00
Mod_1_1	11	159.0	0.21	23.39	0	0.10	1098.98	1098.82	1.92E-07	0.16	234.00
Mod_3_3	11	171.5	0.17	26.74	0.10	0.10	1098.99	1098.58	1.92E-07	0.41	238.00
Mod_3_4	15	171.5	0.17	26.73	0	0.10	1099.03	1098.62	1.92E-07	0.41	322.00
Mod_2_1	11	164.6	0.19	24.18	0	0.10	1099.12	1098.79	1.09E-06	0.33	234.00
Mod_4_4	15	178.1	0.16	27.15	0	0.10	1099.20	1098.56	1.92E-07	0.63	324.00
Mod_3_1	11	171.5	0.21	20.63	0	0.11	1099.36	1099.34	1.92E-07	0.02	238.00
Mod_5_1	11	191.6	0.18	21.90	0	0.11	1099.50	1099.15	1.92E-07	0.35	236.00
Mod_5_3	11	191.6	0.17	24.56	0.10	0.10	1099.68	1099.08	1.92E-07	0.59	236.00
Mod_5_4	15	191.6	0.17	24.54	0	0.10	1099.73	1099.13	1.92E-07	0.60	324.00
Mod_4_8	15	178.1	0.12	32.22	0.20	0.11	1100.78	1098.81	1.92E-07	1.97	324.00
Mod_2_2	11	164.6	0.23	48.99	5.53	0	1143.16	1103.47	1.92E-07	39.69	233.99
Promedio	12	173.6	0.18	27.21	0.47	0.09	1102.71	1099.20	2.61E-07	3.51	262.61

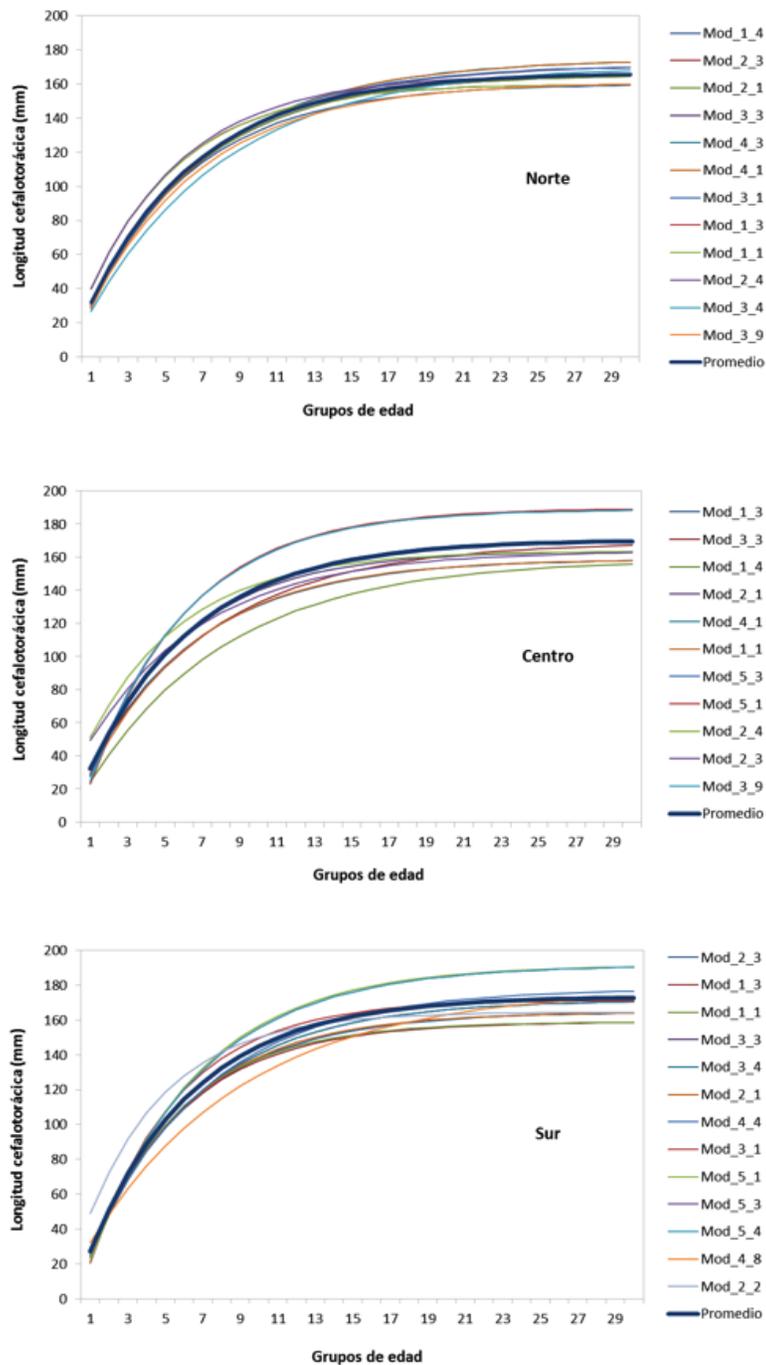


Figura 13. Modelos de crecimiento seleccionados para estimar los parámetros finales de centolla en las zonas norte, centro y sur. Considerando las estimaciones realizadas por sexo, zonas y el total de los datos, el valor de L_{∞} estimado vari3 entre 158.95 y 178.09 mm y los valores de K fluctuaron entre 0.15 y 0.18 a3os⁻¹.



Los valores finales estimados para cada parámetro y sus respectivos intervalos de confianza se resumen en la **Tabla 13**, mientras que la **Figura 14** y **Figura 15** muestran las curvas de crecimiento resultantes construídas a partir de los parámetros de crecimiento finales.

Tabla 13.
Parámetros de crecimiento finales estimados en centolla para sexos y zonas.

Grupo	Longitud asintótica			Tasa de crecimiento		
	L_{∞}	Lím. Inf	Lím. Sup.	k	Lím. Inf	Lím. Sup.
Machos	178,094	169,82	186,37	0,137	0,12	0,15
Hembras	158,950	153,43	164,47	0,160	0,15	0,17
Sexos combinados	167,834	164,73	170,94	0,150	0,14	0,16
Zona norte	166,737	163,71	169,77	0,168	0,16	0,18
Zona centro	170,515	163,38	177,65	0,174	0,16	0,19
Zona sur	173,637	167,43	179,84	0,182	0,17	0,20

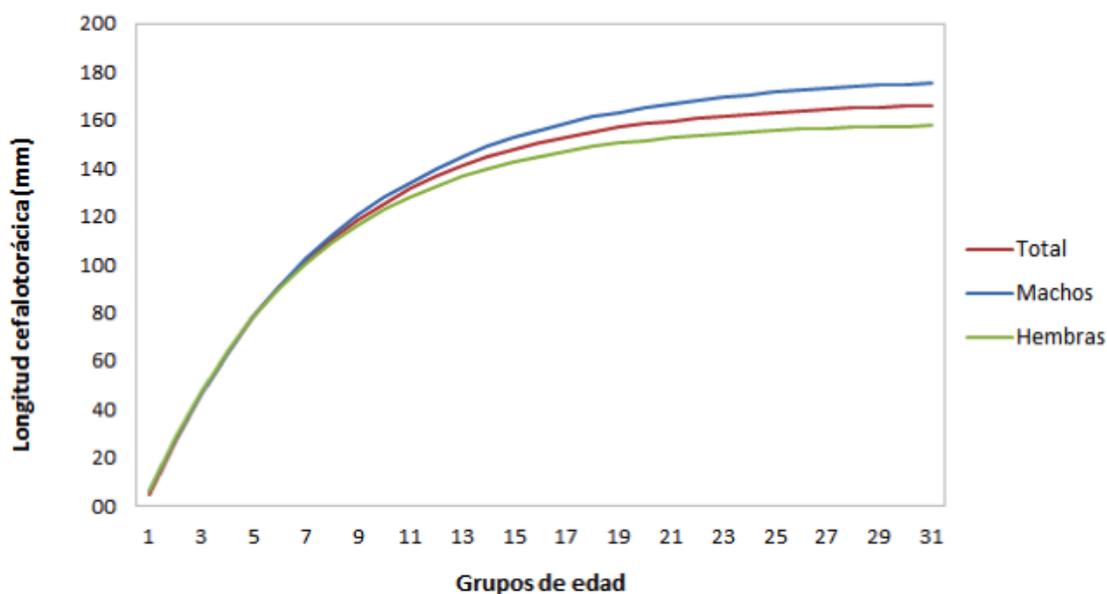


Figura 14. Curvas de crecimiento finales estimadas para machos, hembras y sexos combinados (Total) de centolla.

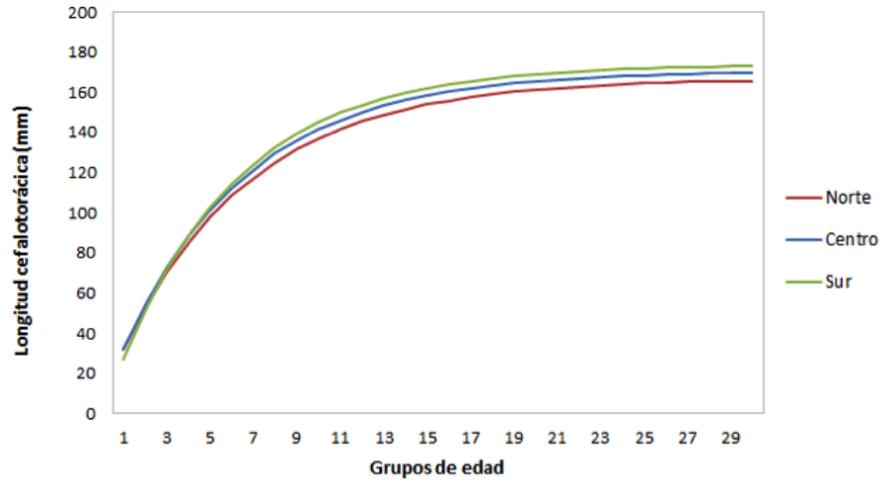


Figura 15. Curvas de crecimiento finales estimadas por zonas para centolla.

REFERENCIAS

- Akaike H. 1974. A new look at the statistical model identification. IEEE Trans. Automat. Contr. 19:716-23.
- Canales, C. & P. Arana. 2009. Crecimiento, mortalidad y evaluación de la población de cangrejo dorado (*Chaceon chilensis*) explotado en el archipiélago de Juan Fernández, Chile.
- Daza, E. & E. Almonacid. 2015. Informe final. Programa de seguimiento pesquerías crustáceos bentónicos, 2014. Recurso Centolla y Centollón, XII Región.
- FAO. 2006. Fisheries and aquaculture software. FISAT II - FAO-ICLARM Stock Assessment Tool. Fisheries and Aquaculture Department [online]. Rome.
- Pauly, D. 1983. Algunos métodos simples para la evaluación de recursos pesqueros tropicales. FAO.Doc.Tec.Pesca, (234):49 pp.
- Retamal, M., Aedo, G., Suárez, C., Montecinos, S., Gacitúa, S., Pedraza, M., Arana, P. 2009. Estado actual del conocimiento de las principales especies de jaibas a nivel nacional. Informe Final Proyecto FIP 2007-39. 221 pp +Anexos.
- Vogt, G. 2012. Ageing and longevity in the Decapoda (Crustacea): A review. Zoologischer Anzeiger 251: 1-25 pp
- Von Bertalanffy, L. 1934. Untersuchungen über die Gesetzmäßigkeiten des Wachstums. 1. Allgemeine Grundlagen der Theorie. Roux' Arch-Entwicklungsmech. Org., 131: 613-653.

A N E X O 2

Estimación de Mortalidad Natural



ESTIMACIÓN DE MORTALIDAD NATURAL

La mortalidad natural de ambos recursos se estimó mediante métodos bioanalógicos previamente seleccionados, los que se basan principalmente en parámetros de historia de vida de la especie objetivo tal como K , L_{∞} , talla media de madurez ($L_{50\%}$), longevidad (t_{\max}) u otros (Beverton, 1963; Rikhter & Efanov, 1976; Hoening, 1983), pudiendo también incluir variables abióticas como la temperatura media del hábitat para peces marinos (Pauly, 1980). Los métodos bioanalógicos tienen la ventaja de requerir poca información para realizar la estimación de mortalidades, mientras que como desventajas destacan la incertidumbre asociada a los parámetros de historia de vida y a los modelos utilizados. Para este trabajo se seleccionaron tres modelos para la estimación de M en centolla y jaiba, presentados a continuación:

1. Método de Pauly (1980)

Se relaciona M (año^{-1}) con la longitud asintótica (L_{∞} , cm), la tasa instantánea de crecimiento individual (K ; año^{-1}) y la temperatura promedio anual del hábitat (T ; $^{\circ}\text{C}$), la cual, para este trabajo, fue extraída desde una distribución uniforme entre 8 y 13 $^{\circ}\text{C}$, rango más probable de temperatura en el hábitat de ambos recursos, dependiendo del período del año. La expresión del modelo de M en Pauly (1980) es la siguiente:

$$\log_{10}(M) = -0.0066 - 0.279\log_{10}(L_{\infty}) + 0.6543\log_{10}(K) + 0.4634\log_{10}(T)$$

2. Método de Jensen (1996)

Este autor obtiene, desde la segunda invariante de Beverton & Holt (Charnov, 1993), una relación entre M y K , cuya expresión es la siguiente:

$$\frac{M}{K} = 1.50$$

3. Método de Alverson & Cartney (1975)

Este método consiste básicamente en una readecuación de la expresión que se utiliza para estimar la edad crítica o edad de máxima biomasa (t^*) de una cohorte (Csirke, 1980), cuando se ignora t_0 , esto es, cuando $t_0 = 0$ se tiene:

$$t^* = \frac{1}{K} \ln \left(\frac{3K}{M} + 1 \right)$$



De cuya expresión se obtiene:

$$M = \frac{3K}{e^{Kt^*} - 1}$$

Donde la constante 3 corresponde al exponente isométrico de la relación longitud-peso ($b=3$). Alverson y Cartney (1975) sugieren utilizar $t^* = 0.38 T_{\text{máx}}$.

Los parámetros de entrada requeridos para estas estimaciones serán extraídos desde los resultados de la estimación de parámetros de este trabajo. En el caso de modelos que requieran utilizar el parámetro t_0 , no estimado aquí, se asumirá un valor igual a -0.5 años con error de 0.1.

Presición de la Estimación de M

La base para el procedimiento sugerido aquí es un tipo de remuestreo bootstrap paramétrico de Efron (1982, 1985), el que es evaluado numéricamente mediante ensayos Monte Carlo, y que fue aplicado por Cubillos *et al.* (1999) en la estimación de mortalidad natural de merluza común (*Merluccius gayi*) de la zona centro-sur de Chile. El procedimiento consiste en obtener valores alternativos e igualmente probables de la tasa de mortalidad natural (M_R), los cuales son generados utilizando una forma paramétrica de la distribución del error, donde $R = 1, 2, \dots, R_{\text{max}}$, siendo R_{max} un número relativamente elevado (≥ 100). En este estudio se considera $R_{\text{max}} \geq 1000$ para cada modelo empírico; el estimado de la varianza asociada con este bootstrap paramétrico (BP) se calcula según la siguiente expresión:

$$\text{Var}(M) = \frac{\sum_{R=1}^{R_{\text{max}}} (M_R - \bar{M}_{BP})^2}{R_{\text{max}} - 1}$$

Donde

$$\bar{M}_{BP} = \frac{\sum_{R=1}^{R_{\text{max}}} M_R}{R_{\text{max}}}$$

Luego, los límites de confianza (intervalo de plausibilidad) se obtienen con un método percentil, lo que involucra ordenar el conjunto de valores alternativos de M (M_R : $R = 1, 2, \dots, R_{\text{max}}$). En la aplicación del bootstrap se consideran los errores estándar de los coeficientes de cada ecuación utilizada, así como las incertezas de los parámetros que alimentan las ecuaciones de estimación. Al respecto, y debido a que en varias de ellas se utilizan los parámetros de crecimiento, los errores estándar de cada uno de los parámetros son utilizados para estimar la incertidumbre. Otras fuentes de incertidumbre, cuya distribución del error no esté lo suficientemente fundamentada, tal como en el caso de la temperatura promedio del hábitat, se utilizan supuestos *ad hoc* o de literatura.



Para obtener un valor único y recomendable a utilizar de mortalidad natural se utiliza el promedio ponderado por el inverso de las varianzas de cada estimado (Hilborn & Walters, 1992), *i.e.*

$$\hat{M} = \frac{w_1 M_1 + w_2 M_2 + \dots + w_{n-1} M_{n-1} + w_n M_n}{\sum_{i=1}^n w_i}$$

Donde:

$$w_i = \frac{1}{\sigma_i^2}$$

Es el inverso de la varianza correspondiente a cada uno de los i estimados independientes de la mortalidad natural (M).

JAIBA

En la última evaluación de stock realizada por el Instituto de Fomento Pesquero para este recurso, el valor de entrada de mortalidad natural utilizado correspondía a una estimación realizada en el año 1996 por Pool & Canales, correspondiente a 0.149 años⁻¹ para ambos sexos.

Dada la importancia de este parámetro en toda evaluación de stock, este valor fue actualizado utilizando los nuevos parámetros de crecimiento resultantes del estudio. Los resultados de esta nueva estimación para cada sexo y sexos combinados, que incluye el error asociado a los parámetros de entrada y el error proveniente de los modelos utilizados, es descrito en la **Tabla 1** para los tres métodos seleccionados. Es posible observar que la mortalidad natural es mayor en hembras que en machos y que la mayor variación entre métodos es observada en machos (0.17 – 0.19 años⁻¹) más que en hembras (0.20 – 0.21 años⁻¹). Además, los valores de M más bajos son estimados mediante el método de Alverson & Cartney (1975) para todos los casos, mientras que los valores de M más altos los entrega el método de Pauly (1980), también para todos los sexos.

La selección de un único valor apropiado para utilizar en una futura evaluación de stock proviene de la ponderación de cada estimación por el inverso de su varianza. Este resultado para cada sexo se muestra en la **Tabla 2**, en donde se observa que el valor de M ponderado es similar al valor estimado mediante el método de Jensen (1996).

**Tabla 1.**

Estimaciones del parámetro de mortalidad natural y sus varianzas para machos, hembras y sexos combinados mediante tres métodos bioanalógicos.

Sexo / Método	Pauly (1980)	Jensen (1996)	Alverson & Cartney (1975)
Machos	0.192 (0.008)	0.180 (0.005)	0.178 (0.004)
Hembras	0.215 (0.010)	0.207 (0.007)	0.206 (0.006)
Ambos Sexos	0.203 (0.009)	0.195 (0.006)	0.193 (0.006)

Tabla 2.

Estimación de mortalidad natural ponderado por el inverso de la varianza de cada modelo.

Sexo	M (años ⁻¹)
Machos	0.182
Hembras	0.208
Sexos Combinados	0.196

CENTOLLA

La estimación más actualizada de este parámetro corresponde a aquella realizada por Canales *et al.* (1997), la cual entrega un valor de $M = 0.38$ año⁻¹ para ambos sexos. De igual manera que para jaiba marmola, en este trabajo se realizó una actualización de la estimación de este parámetro. Los resultados observados muestran una variación de la mortalidad natural entre 0.18 y 0.27 año⁻¹, considerando el sexo, la zona y el método utilizado en la estimación (**Table 3**). La mortalidad natural final, que corresponde al promedio ponderado por el inverso de la varianza del estimador, varía dependiendo del sexo y la zona, entre 0.19 y 0.25 años⁻¹ (**Tabla 4**).

Tabla 3.

Estimaciones del parámetro de mortalidad natural y sus varianzas para machos, hembras, sexos combinados y las tres zonas estudiadas mediante tres métodos bioanalógicos.

Grupo	Método					
	Pauly, 1980		Jensen, 1996		Alverson & Cartney, 1975	
	M	Var	M	var	M	var
Machos	0.18	0.0072	0.20	0.0071	0.20	0.0068
Hembras	0.20	0.0084	0.24	0.0083	0.23	0.0078
Sexos combinados	0.19	0.0076	0.22	0.0071	0.22	0.0066
Zona norte	0.21	0.0088	0.25	0.0095	0.25	0.009
Zona centro	0.21	0.0093	0.26	0.0102	0.26	0.0098
Zona sur	0.22	0.0099	0.27	0.0118	0.27	0.0115



Tabla 4.

Estimación de mortalidad natural ponderada por el inverso de la varianza de cada modelo.

	Machos	Hembras	Zona norte	Zona centro	Zona sur	Total
M	0.19	0.23	0.23	0.24	0.25	0.21

REFERENCIAS

- Alverson, D. L. and M. J. Cartney. 1975. A graphic review of the growth and decay of population cohorts. *J. Con. Int. Explor. Mer.* 36: 133 – 143.
- Beverton, R.J.H. 1963. Maturation, growth and mortality of clupeid and engraulid stocks in relation to fishing. *Rapports et Procés-Verbaux des RéunionsduConseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer* 154, 44–67.
- Canales, C., Peñailillo, T., Guzmán, L., y González, R. 1997. Evaluación indirecta del stock de centolla (*Lithodes antarctica*) en la XII región. FIP 1995-21.
- Cubillos, L., Alarcon, R. and Brante, A. 1999. Empirical estimates of natural mortality for the Chilean hake (*Merluccius gayi*): evaluation of precision. *Fish. Res.*, 42, 147-153.
- Efron B. 1985. Bootstrap confidence intervals for a class of parametric problems. *Biometrika* 72: 45-48.
- Hilborn, R. and C. J. Walters. 1992. *Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty*. Chapman and Hall, New York, 570 p.
- Hoening, J. M. 1983. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *Fishery Bulletin*, 81(4), 898-903.
- Jensen, A.L. 1996. Beverton and Holt life history invariants result from optimal trade- off of reproduction and survival. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 820-822.
- Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. int. Explor. Mer*, 39(2), 175-192.
- Rickhter VA & VN Efanov. 1976. On one of the approaches to estimation of natural mortality of fish populations. International Commission of the Northwest Atlantic Fisheries, Research Document 76/VI/8: 1-12.

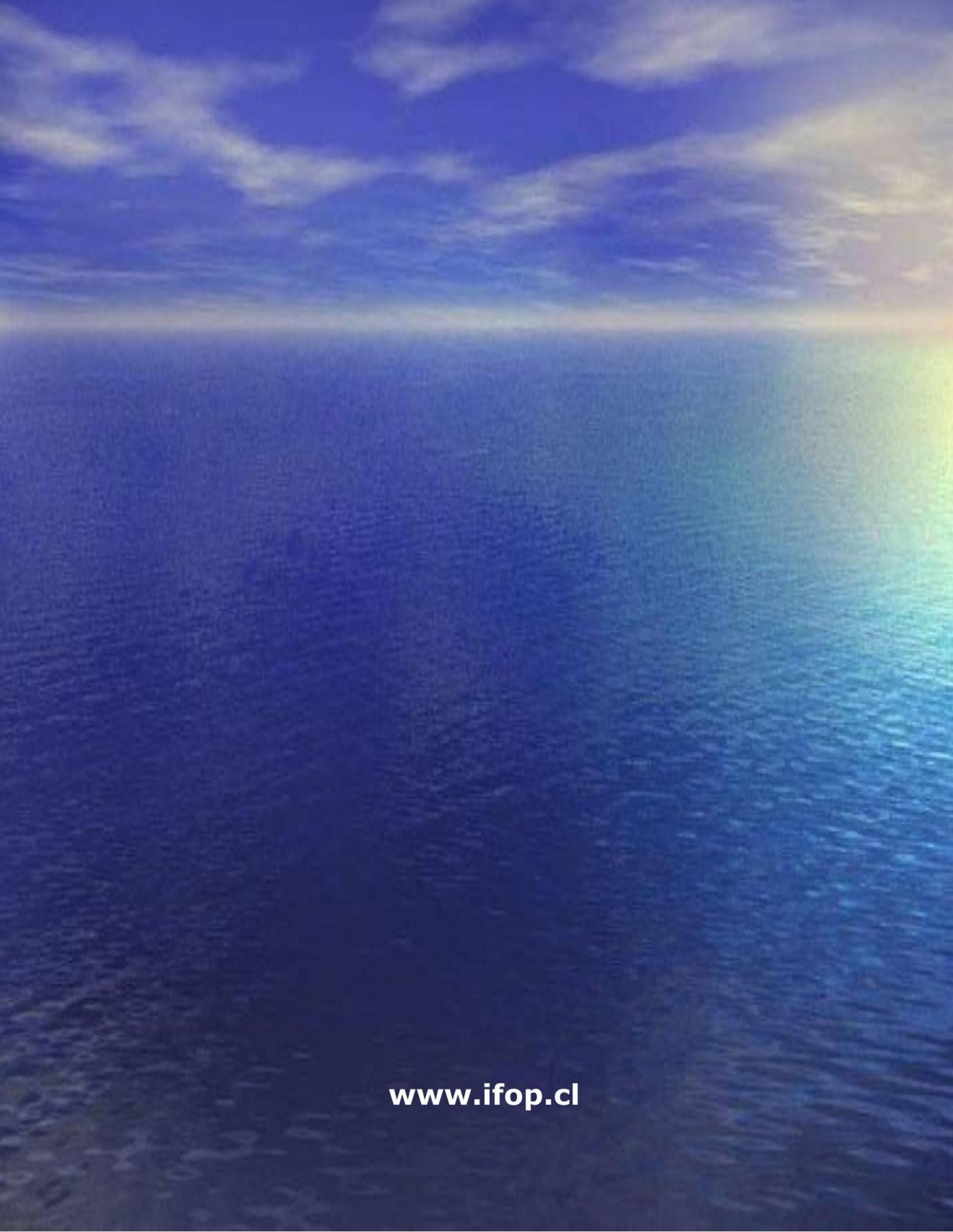
A N E X O 3

Datos centolla y jaiba Estatus 2017
(Incluidos en CD presentado al inicio del documento)



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

Sección Ediciones y Producción
Almte. Manuel Blanco Encalada 839
Fono 56-32-2151500
Valparaíso, Chile
www.ifop.cl



www.ifop.cl

