



## **SEGUNDO INFORME-FINAL**

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

**Proyecto 2.11:** Investigación del estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en Camarón nailon regiones II a VIII, año 2014:

**Camarón nailon, 2014**

**SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA / Octubre 2013**





## **SEGUNDO INFORME - FINAL**

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

**Proyecto 2.11:** Investigación del estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en Camarón nailon regiones II a VIII, año 2014:

**Camarón nailon, 2014**

**SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA / Octubre 2013**

### **REQUIRENTE**

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

Subsecretario de Economía y Empresas de Menor Tamaño  
**Tomás Flores Jaña**

### **EJECUTOR**

**INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO, IFOP**

Director Ejecutivo  
**José Luis Blanco García**

Jefe División Investigación Pesquera  
**Jorge Castillo Pizarro**

### **JEFE DE PROYECTO**

Carlos Montenegro Silva

### **AUTORES**

Carlos Montenegro Silva  
Doris Bucarey Sepúlveda  
Maximiliano Zilleruelo León  
Diana Párraga Velandía





## RESUMEN EJECUTIVO

Se realizó la evaluación de stock del recurso camarón nailon, a partir de un modelo edad-estructurado, con datos en tallas, el cual fue ajustado considerando la existencia de dos zonas de pesca independientes: zona centro-norte (II-IV Región) y zona centro-sur (V-VIII Región). Como datos para el ajuste del modelo, se utilizó la información de desembarques y biomásas por área barrida disponibles (FIP y SERNAPESCA), en tanto que a partir de los datos de IFOP, se estimó la captura por unidad de esfuerzo estandarizada (CPUE), las estructuras de tallas de las capturas y la proporción sexual; cubriendo el período 1978 a 2013. Como información complementaria al modelo se estimaron los pesos medios y la proporción de hembras maduras a la talla. Se utilizó el supuesto de mortalidad natural constante y conocida, al igual que los parámetros de crecimiento. La estimación de los parámetros se realizó con un acercamiento bayesiano, incorporando distribuciones a priori informativas para aquellos parámetros con antecedentes previos y no informativas para los restantes.

El stock de la zona centro-norte presenta para el año 2013 una recuperación de sus niveles poblacionales respecto de su condición del período 2003-2005. Esta recuperación se debe fundamentalmente a los bajos niveles de desembarques de los últimos 5 años, los cuales se encuentran en torno a las 1.400 t/anales. Dicha disminución está asociada a las cuotas de captura autorizadas para esta zona, lo que ha provocado una evidente disminución del esfuerzo de pesca, la consecuente caída en la mortalidad por pesca y bajas tasas de explotación. Al considerar estos resultados junto con los niveles de reducción del potencial reproductivo, los puntos biológicos de referencia y el análisis de producción, se concluye que el stock de camarón nailon en la zona centro-norte se encuentra en plena explotación.

Por su parte, los resultados del ajuste del modelo para la zona centro-sur sugieren que, posteriormente a la recuperación que presentaron las abundancias entre el año 2000 y 2006, producto de una importante disminución de las tasas de explotación y las mortalidades por pesca, el stock estaría presentando una estabilización de sus niveles poblacionales. A partir de la estimación de la mortalidad por pesca de los últimos años, las tasas de explotación, los niveles de reducción del potencial reproductivo, los puntos biológicos de referencia y el análisis de producción del stock, se concluye que el stock de camarón nailon en la zona centro-sur se encuentra en estado de sub-explotación, cercano a la condición de plena explotación.

En este contexto, la captura biológicamente aceptable (CBA) recomendada para la pesquería del camarón nailon de la II a la VIII Región para el año 2014, considerando la estrategia de explotación  $u=urms$ , no debería exceder las 7.800 toneladas, en tanto que si se considera una tasa de explotación más conservadora, del 12%, consistente con las recomendaciones de CBA de los últimos tres años, la captura biológicamente aceptable recomendada para la pesquería del camarón nailon de la II a la VIII Región para el año 2014, es de 5.500 toneladas.





## ÍNDICE GENERAL

	Página
<b>RESUMEN EJECUTIVO</b>	<b>i</b>
<b>1. INTRODUCCIÓN</b>	<b>1</b>
<b>2. OBJETIVOS DEL ESTUDIO</b>	<b>4</b>
2.1    Objetivo general	4
2.2    Objetivos específicos	4
<b>3. ANTECEDENTES</b>	<b>5</b>
3.1    Antecedentes generales	5
3.2    Crecimiento	6
3.3    Madurez sexual y fecundidad	8
3.4    Mortalidad Natural	9
<b>4. DATOS E INFORMACIÓN</b>	<b>11</b>
4.1    Desembarques	12
4.2    Captura por unidad de esfuerzo	13
4.3    Composiciones de tamaños	15
4.4    Biomاسas por área barrida	19
<b>5. MODELO DE EVALUACIÓN</b>	<b>25</b>
5.1    Modelamiento del stock	25
5.2    Incertidumbre y análisis de sensibilidad	34
5.3    Marco biológico de referencia	34
5.4    Análisis estrategias de explotación, riesgo y CBA	36
<b>6. RESULTADOS</b>	<b>37</b>
6.1    Evaluación de stock	37
6.2    Análisis de estrategias de explotación y CBA	68
<b>7. DISCUSIÓN</b>	<b>82</b>



<b>8. CONCLUSIONES</b>	<b>85</b>
<b>9. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICA</b>	<b>87</b>

**ANEXOS:**

**ANEXO I:** Sobre la definición de PBRs en el contexto de la LGPA.

**ANEXO II:** Reporte de reuniones de coordinación bilaterales IFOP-SUBPESCA.

**ANEXO III:** Códigos computacionales utilizados en el estudio.

**ANEXO IV:** Datos utilizados en el estudio.



## 1. INTRODUCCIÓN

La actividad pesquera sobre el recurso camarón nailon (*Heterocarpus reedi*) se desarrolla hace más de cincuenta años en el área marítima comprendida entre la II y VIII Regiones. Esta especie constituye una de las principales dentro del grupo de crustáceos demersales, tanto por el nivel de sus desembarques, como por la extensión de su área de explotación. Además, esta pesquería sustenta una importante actividad artesanal e industrial y aporta significativamente al ingreso de divisas al país por concepto de exportación de productos, principalmente en los rubros congelado y harina. En el año 2011, se exportaron un total de 386 toneladas de camarón nailon generando divisas por un valor de 3,3 millones de dólares, en tanto que el año 2012, se exportaron un total de 470 toneladas, generando divisas por 3,1 millones de dólares (Fuente: Elaborado por IFOP, a partir de información de ADUANAS).

En términos administrativos, a partir del año 1995 la pesquería de camarón nailon está declarada en estado y régimen de plena explotación (D.S. N° 611/ 1995, MINECOM) y por lo tanto, se encuentra sujeta a cuotas anuales de captura. En el año 2001, con el objetivo de permitir la recuperación de la abundancia del recurso, se establece el cierre temporal de la zona de pesca correspondiente al área marítima de la V a la X Región (D.Ex. N°423/2000, MINECOM), medida que se extiende por dos años. La actividad se reinicia para las regiones V y VI en el año 2003, mientras que durante los años 2004 y 2005, la pesquería permanece cerrada para las Regiones VI y VIII (D.Ex. N° 1039/2004, MINECOM). Desde el año 2006 a la fecha no se consideró ninguna medida extraordinaria de restricción, permitiendo la captura de esta especie a lo largo de toda la unidad de pesquería. Para el año 2013 y al igual que en los cuatro años anteriores, la cuota fue fijada en 5200 t.

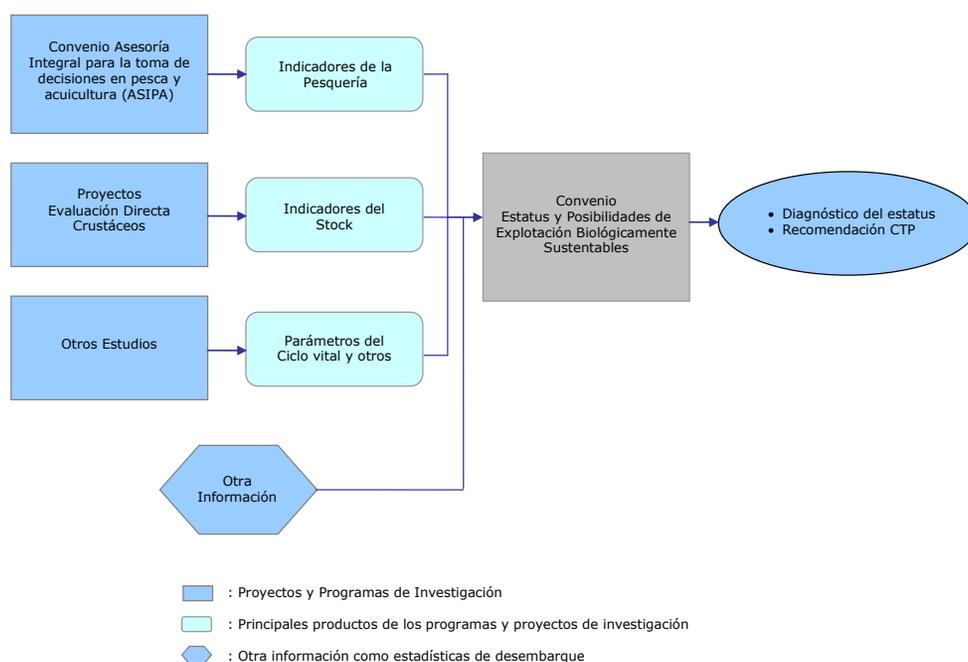
Además, se establece una veda biológica con fines reproductivos que rige desde el año 1998 hasta la fecha y prohíbe la captura de esta especie en toda la unidad de pesquería durante los meses de julio y agosto de cada año (D.Ex. N° 92/1998, MINECEOM). Desde el año 2001 el camarón nailon es administrado a través de Límite Máximo de Captura por Armador (LMCA), mediante el cual se establecen fracciones de cuota por armador participante en la pesquería (Ley N° 19.713, Res N°132/2001).

Las normas de regulación pesquera establecidas en la Ley General de Pesca y Acuicultura incorporan las cuotas de captura, las que deben estar temporal y espacialmente definidas. Estas restricciones a los niveles de desembarque permiten regular la mortalidad por pesca y de esta forma propender a la conservación de los recursos y por ende a la sustentabilidad de la pesquería. Dichas cuotas, deben estar técnicamente respaldadas y en general se sustentan en la estimación de la Captura Biológicamente Aceptable (CBA) o captura biológicamente aceptable, que responde a criterios biológicos y pesqueros relativos a la dinámica de los excedentes productivos en base a estrategias de explotación y políticas de manejo.

El Instituto de Fomento Pesquero ha mantenido un seguimiento de camarón nailon desde la década del 70 y más detalladamente, un monitoreo específico desde hace 18 años, en el cual se analizan

indicadores biológico pesqueros que permiten proveer información necesaria para realizar un actualizado diagnóstico y evaluación de stock de camarón nailon.

En el presente proyecto se realiza un análisis del estatus de camarón nailon con un enfoque metodológico con arreglo al nivel de conocimiento, es decir, integrando toda la información disponible del recurso. Entre esta: (1) el monitoreo de la pesquería, realizado por el Proyecto Investigación Situación Pesquerías de Crustáceos, que forma parte del Programa de Seguimiento de las Principales Pesquerías Nacionales y es encargado por la Subsecretaría de Pesca a IFOP desde su creación en el año 1995. Este proyecto permite obtener indicadores como la captura por unidad de esfuerzo, estructuras de tamaños, peso medio a la talla, entre otros; (2) la evaluación directa del recurso, realizada en Proyectos de Evaluación Directa que son licitados por el Fondo de Investigación Pesquera y que permiten obtener entre otros resultados, las estimaciones de la abundancia y biomasa vulnerable del recurso; (3) otros estudios que reportan información asociada a los parámetros del ciclo vital de la especie, como la mortalidad natural, el crecimiento y madurez, entre otros y (4) otras fuentes de información, como las estadísticas oficiales de desembarques, sistematizadas por el Servicio Nacional de Pesca. De esta forma, el proyecto tiene un rol de integración del conocimiento y utiliza los productos de todos los programas y proyectos de investigación para modelar la dinámica del recurso (**Figura 1**).



**Figura 1.** Diagrama de integración de la información, utilizado por el presente proyecto de evaluación de estrategias de explotación sustentables.



El presente informe se enmarca dentro del convenio “Estatus y Posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales año 2014” el cual es encargado por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura al Instituto de Fomento Pesquero (IFOP). Se presenta la información a ser utilizada en la evaluación indirecta del stock de camarón nailon, en conjunto con el modelo de evaluación de stock, considerando en ambos casos las sugerencias y orientaciones obtenidas de las reuniones bipartitas sostenidas con la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, como también de aquellas recogidas en las reuniones del Comité Científico Crustáceos; ambas actividades realizadas durante el año 2012. Asimismo, se presentan los resultados del ajuste del modelo de evaluación edad-estructurado, con datos actualizados hasta el primer semestre del año 2013. Se presenta el análisis de incertidumbre, el análisis de las tácticas y estrategias de explotación simuladas para el período 2014-2023. Finalmente en el Anexo se presenta el estado de avance de la definición del Marco Biológico de Referencia y los PBR a ser empleados para el establecimiento del diagnóstico de los recursos pesqueros de Chile.



## **2. OBJETIVOS DEL ESTUDIO**

---

### **2.1 Objetivo general**

Actualizar el estatus del recurso Camarón Nailon y analizar sus posibilidades de explotación biológicamente sustentables en horizonte de corto y mediano plazo, considerando su incertidumbre asociada.

### **2.2 Objetivos específicos**

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



### 3. ANTECEDENTES

#### 3.1 Antecedentes generales

El camarón nailon (*Heterocarpus reedi*, Bahamonde 1955) pertenece a la familia Pandalidae y se caracteriza por ser una especie de hábitos bentodemersales, su hábitat es principalmente fondos areno-fangosos y rocosos, bajo el límite de aguas antárticas intermedias. Su distribución longitudinal cubre la plataforma continental y la parte superior del talud, patrón contrario a su amplia distribución latitudinal que abarca desde los 23°48'S a los 39°00'S a profundidades variables entre los 200 y 550 m (Bahamonde y Henríquez, 1970; Acuña y Arancibia, 1996; Arana y Nakanishi, 1971). Dentro de estos rangos de distribución se han detectado desplazamientos con carácter local tanto en latitud como en profundidad (Mistakidis y Henríquez, 1966). De acuerdo con Arana y Nakanishi (1971), estos desplazamientos estarían asociados a la estacionalidad al encontrar mayor concentración de ejemplares al norte de la Bahía de Valparaíso en verano y otoño, mientras que entre invierno y primavera se encontrarían al sur de esta bahía, con una máxima profundidad en marzo y mínima en septiembre, dando como resultado de ambos movimientos una migración en sentido oblicuo a la costa. Esta migración estaría relacionada con factores bióticos y abióticos, posiblemente para favorecer aspectos reproductivos y de desarrollo larval, ya que la época de liberación de huevos coincide con la época de mayor presencia de camarones al sur de la bahía. La portación de huevos ocurre de mayo a diciembre, siendo mayor entre junio y septiembre (Arana *et al.*, 1975 y 1976; Acuña *et al.*, 1997). En términos de su dieta, el camarón nailon es una especie depredadora y detritívora con régimen omnívoro (Andrade y Báez, 1980).

En la **Figura 2**, se presenta a modo referencial un esquema del ciclo de vida del camarón nailon que comprende desde el período reproductivo y el desove que, como fue mencionado, ocurre una vez al año y con un período de portación mayor entre junio y septiembre, es decir, 4 o más meses. Luego de la liberación y eclosión de los huevos, se inicia la etapa larvaria donde forma parte del meroplankton marino y se presentan un número variable y desconocido de fases hasta la transformación en post-larva, las que podrían contemplar un período de 6 a 8 meses. De este modo se postula que transcurre al menos un año entre el desove y el inicio de la etapa juvenil o pre-recluta, y entre el reclutamiento a la pesquería y alcanzar la primera madurez sexual un período de 2 a 3 años. Posteriormente, estos ejemplares pasan a formar parte de la población adulta hasta alcanzar la máxima longevidad estimada entre 7 y 9 años. Si bien, se ha documentado sobre algunos aspectos de la vida adulta de camarón nailon, tales como longevidad, períodos reproductivos, mortalidad, entre otros, aún es necesario invertir mayores esfuerzos que permitan lograr una mayor comprensión del ciclo vital de esta especie de relevante importancia comercial en Chile.

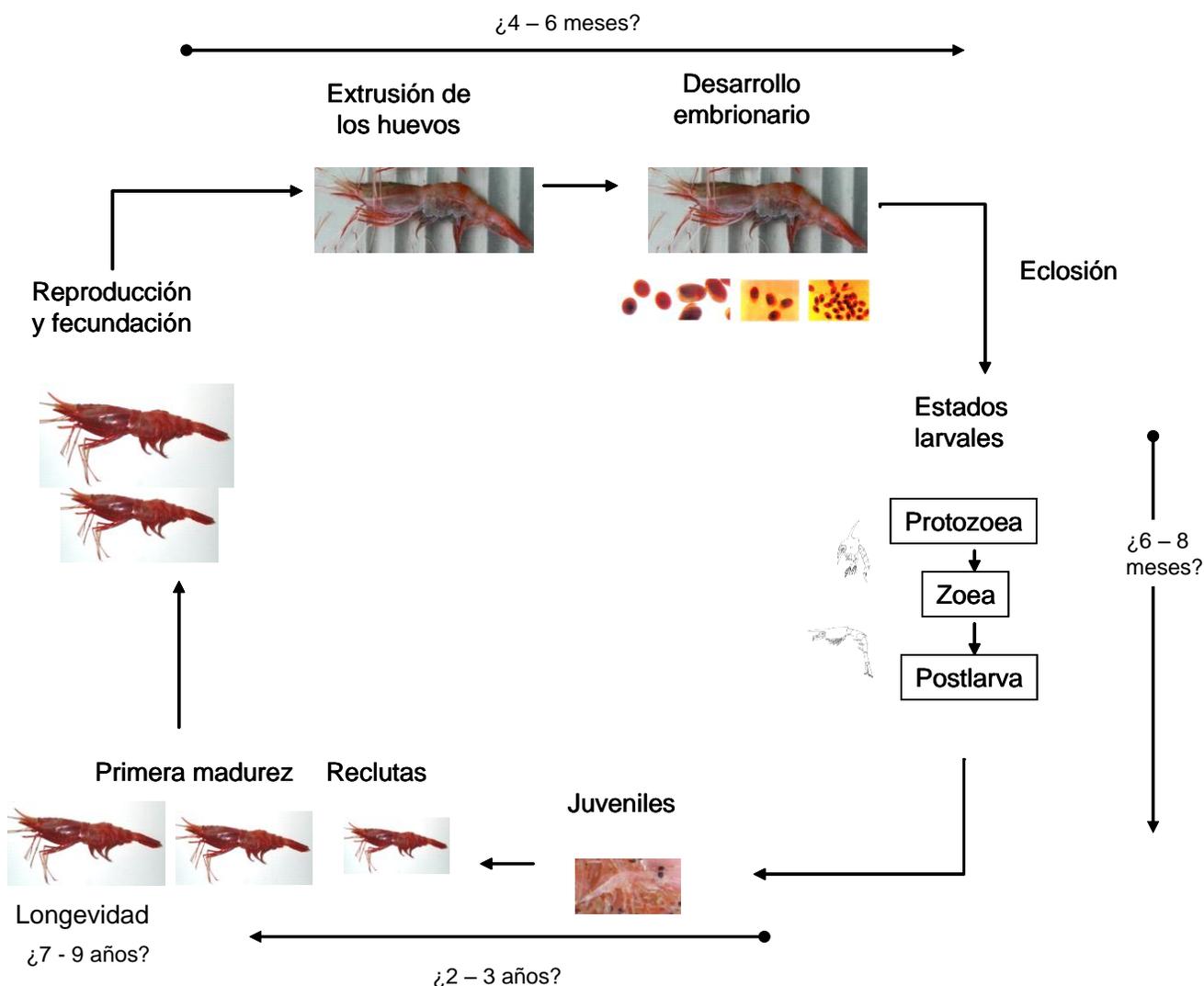


Figura 2. Diagrama esquemático preliminar del ciclo vital de *Heterocarpus reedi*.

### 3.2 Crecimiento

Los parámetros de crecimiento utilizados en la evaluación de stock corresponden a los estimados por Roa y Ernst (1996), para ambos sexos, a partir de un enfoque metodológico basado en descomposición de distribuciones de frecuencia de tallas en componentes modales y utilizando datos provenientes de 10 años de historia de la pesquería. La extensión de la serie analizada fue un elemento de decisión que permitió considerar estos parámetros como los más adecuados para ser utilizados en la evaluación (Tabla 1), no obstante, es deseable la actualización y análisis de posibles diferencias entre zonas de dichos parámetros.

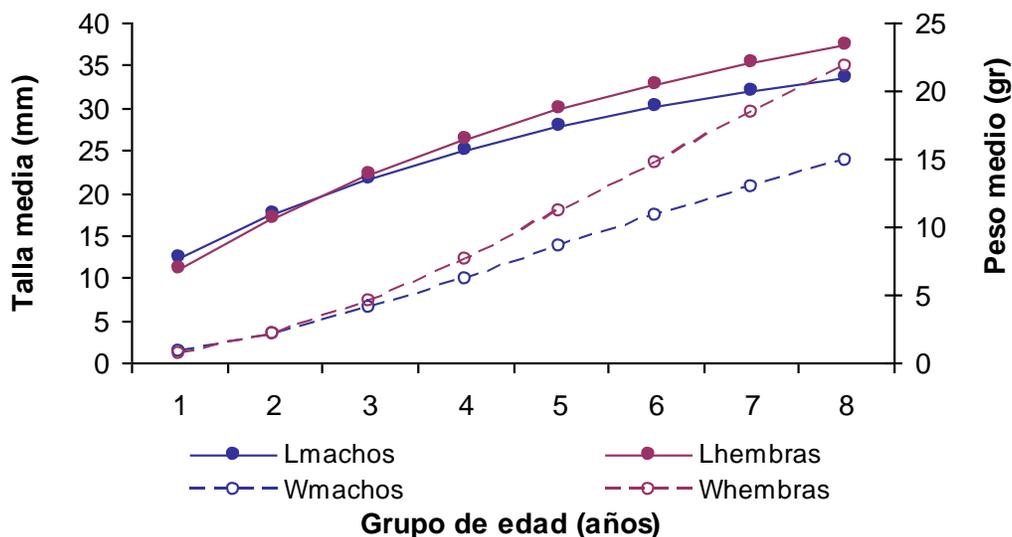


**Tabla 1.** Parámetros de crecimiento estimados para *Heterocarpus reedi* según diversos autores.

AREA	METODO	SEXO	$L_{\infty}$	K	$t_0$	phi	DATA	REFERENCIA
Papudo y Pta Tres Cruces	Sep. estados de muda	Machos	37,67	0,343	-0,117	2,688	1969 - 1980	Ziller, 1993
	Dist. Frec Tallas	Hembras	43,87	0,305	0,170	2,769	1984 - 1985	
V Región	MIX (Tallas modales)	Machos	40,68	0,199	-0,809	2,518	1968 - 1973, 1981 y 1992-1994	Roa y Ernst, 1996
	Ajuste no lineal	Hembras	48,34	0,174	-0,510	2,608		
II - VIII R	MIX (Tallas modales)	Machos	52,14	0,105	0,508	2,455	mayo - agosto 1996	*Pavez <i>et al.</i> , 1996
		Hembras	52,86	0,149	0,614	2,620		
II - VIII R	MIX (Tallas modales)	Ambos	46,33	0,138	0,374	2,471	base 1980	Canales <i>et al.</i> , 1999

$\phi = \log k + 2 \cdot \log L_{\infty}$ ; \*Evaluación Directa

En la **Figura 3** se presenta la curva de crecimiento en longitud y peso a la edad según los parámetros estimados por Roa y Ernst (1996). Estos autores señalan que la fracción explotada de camarón nailon está compuesta por 5 grupos de edad. De acuerdo con la curva de crecimiento y los patrones de explotación de Montenegro *et al.*, 2010, la talla al 50% de selectividad ocurre en torno a los 23 cm (grupo de edad 3), en tanto que la talla media de reclutamiento se encontraría en torno a los 12 mm (grupo de edad 1).



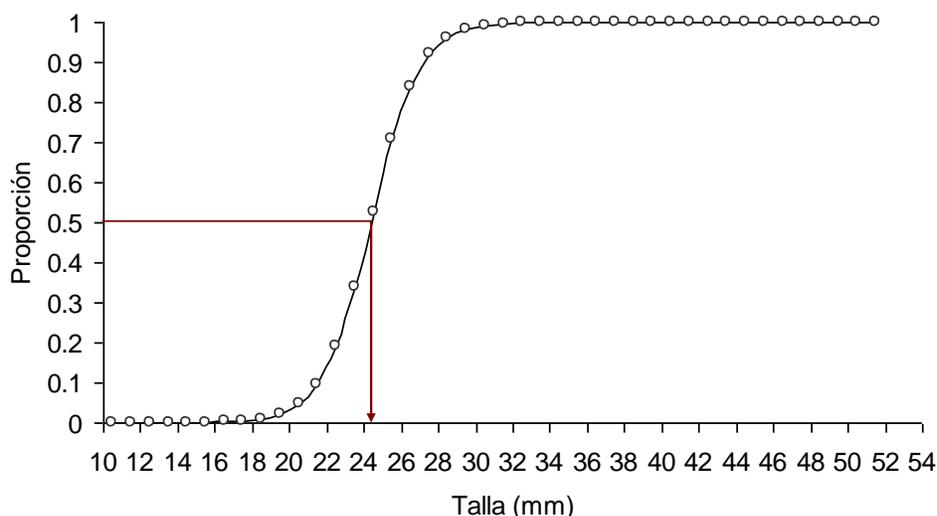
**Figura 3.** Curva de crecimiento en longitud a la edad (línea continua) y peso a la edad (línea segmentada) para *Heterocarpus reedi* según los parámetros de crecimiento estimados por Roa y Ernst (1996).

### 3.3 Madurez sexual y fecundidad

En la **Tabla 2** se presentan estimaciones de talla de primera madurez sexual realizadas por diversos autores. Entre éstas, el valor más alto corresponde al estimado por Acuña *et al.* (1997), con 28.7 mm de LC y la más baja por Canales *et al.* (1999), quienes estiman una talla media de primera madurez en 24.3 mm de LC. Esta última se considera apropiada, dado que los autores utilizan en el análisis una distribución de tallas más amplia, lo que disminuye el sesgo de estimación debido a problemas de cobertura de muestreo de la composición de tamaños. Los parámetros de la función logística fueron estimados en  $b_0 = -18.98$  y  $b_1 = 0.779$  (**Figura 4**). No obstante, se recomienda revisar la estimación de la talla media de primera madurez y las posibles diferencias que pudieran existir entre zonas (reporte taller de datos, Anexo I).

**Tabla 2.** Estimaciones de talla de primera madurez sexual de *Heterocarpus reedi* según diversas fuentes.

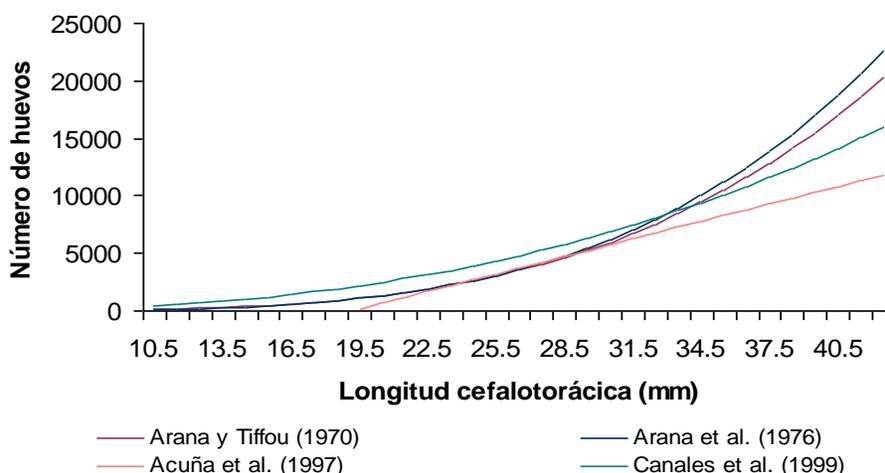
Método	Data	(mm LC)	Rango	Edad (años)	REFERENCIA
-		25,5		3,02	Arana y Tiffou, 1970
		25,1		2,5	Arana <i>et al.</i> , 1976
Modelo logístico, ajuste no lineal	mayo - agosto 1996	24,5	23,8 - 24,9		Monardes y Olate, 1996
Ajuste no lineal, Max. Veros.		28,77	28,19 - 29,56		Acuña <i>et al.</i> , 1997
Max. Ver (mod sigmoideo)	12.752 ind / 07-08 1997	24,33	18 - 37,3	6 años	Canales <i>et al.</i> , 1999



**Figura 4.** Curva logística de madurez sexual de *Heterocarpus reedi* estimada por Canales *et al.*, 1999.



La fecundidad de esta especie ha sido determinada por diversos autores (**Figura 5**). Arana y Tiffou (1970) señalaron que en tallas entre 25 y 35 mm de LC, se observaron fecundidades entre 3.2 y 9.3 mil huevos, respectivamente. Arana *et al.* (1976) para tallas entre 20 y 36 mm, observaron fecundidades extremas de 1.8 y 11.8 mil huevos/hembra. La fecundidad media poblacional estaría comprendida entre 4 y 5 mil huevos, generándose el mayor aporte de crías (82%) en el rango de tallas entre 25 y 30 mm de largo de caparazón. Por su parte, Acuña *et al.* (1997) examinaron hembras entre 20 y 37 mm de LC, cuyos valores extremos de fecundidad se encontraron comprendidos entre 1 y 14.6 mil huevos/hembra con un promedio de 4.2 mil huevos. De acuerdo con Canales *et al.* (1999) la fecundidad individual puede variar entre un mínimo de 2.05 y 13.9 mil huevos para hembras entre 20.1 y 36.4 mm de LC. Además, estos autores sostienen que la cantidad de huevos portados se incrementa a medida que aumenta la talla de las hembras y que existe una alta variabilidad en el número de huevos portados por rango de tallas.



**Figura 5.** Fecundidad de hembras de *Heterocarpus reedi* estimada por diversos autores.

### 3.4 Mortalidad Natural

En la **Tabla 3** se presentan las estimaciones de mortalidad natural obtenidos a través de los dos grupos de procedimientos empleados para este cálculo, a saber: métodos bioanalógicos (que relacionan parámetros de mortalidad con procesos vitales o ambientales) y analíticos (que utilizan un segmento de la curva de captura). Se consideró el análisis de Canales *et al.*, (1999), quienes consideraron en su estimación la relación entre la constante de crecimiento ( $k$ ) con la longevidad de la especie, propuesta por Beverton y Holt (1959). Por lo tanto, el valor de mortalidad natural utilizado en esta evaluación corresponde al promedio ponderado, estimado en  $0,28 \text{ año}^{-1}$  para ambos sexos. Se considera conveniente actualizaciones en las estimaciones de  $M$ , especialmente si los parámetros de crecimiento también fueran actualizados y junto con ello, evaluar las posibles modificaciones asociadas a los niveles de productividad de la población.

**Tabla 3.** Mortalidad natural estimada para *Heterocarpus reedi* por diversas metodologías y autores.

Metodología	Machos	Hembras	Ambos	M/K machos	M/K hembras	Autor
Pauly (1980)	0,59	0,526				Ziller, 1993
Pauly (1980)	0,649	0,58				
Pauly (1980)	0,704	0,629				
Rikhter y Efanov (1976)	-	0,533				
Roff (1984)	-	0,604				
Roff (1984)	-	0,479				
Pauly (1980)	0,203	0,253				Pavéz et. al., 1996
Van Sickle (1974), Cady (1984)	0,85	0,74				Acuña et al., 1997
Rikhter y Efanov, 1976		0,46	0,28		2,64	Canales et al, 1999
Alagaraja, 1984	0,33	0,27	0,21	1,66	1,55	
Alverson y Carney, 1975	0,59	0,48	0,36	2,96	2,76	
Roff, 1988 *		0,28	0,12		1,61	
Taylor, 1958 *	0,21	0,18	0,14	1,06	1,03	
Promedio Ponderado			0,28			

\*no considerados en el promedio



## 4. DATOS E INFORMACIÓN

Las series temporales de biomazas de camarón nailon, obtenidas por los cruceros de evaluación directa, las estructuras de tallas de la pesca comercial, la captura por unidad de esfuerzo estandarizada y los parámetros de su ciclo vital, entre otros, son piezas de información fundamentales para entender el funcionamiento del stock y constituyen la base de la aplicación de los modelos cuantitativos de dinámica poblacional. En este sentido, la evaluación indirecta del stock de camarón nailon considera la revisión de todos los datos e información disponible, proveniente tanto del monitoreo de la pesquería, los resultados de los proyectos FIP, como también de artículos publicados en revistas nacionales e internacionales.

En este contexto, la principal fuente de información a utilizar en este estudio, corresponde a la base de datos del Instituto de Fomento Pesquero, la cual es poblada a partir del levantamiento de información que realiza IFOP en el marco del Proyecto Investigación Situación Pesquería de Crustáceos, desde el año 1995 hasta la fecha. Información anterior proviene de datos levantados a partir del proyecto Diagnóstico de las Principales Pesquerías Nacionales Demersales (Crustáceos) Zona Central (CORFO). A partir de los datos disponibles en la base de datos de IFOP, se generan los siguientes indicadores:

- 1) Estructura de tallas de la captura (anual, según sexo y zona)
- 2) Peso medio a la talla (anual, según sexo)
- 3) Proporción sexual (anual, según zona)
- 4) Índice de abundancia relativa (anual, según zona)
- 5) Esfuerzo de pesca (anual, según zona)
- 6) Rendimiento de pesca (anual, según zona)

Los últimos dos indicadores son estimados para el análisis de las tendencias de la pesquería y no son utilizados en los modelos de dinámica poblacional. A partir de otras fuentes se consideraron las siguientes piezas de información:

- 7) Biomasa vulnerable a los cruceros (anual, según zona)
- 8) Desembarque (anual, según zona)
- 9) Parámetros de crecimiento (según sexo)
- 10) Mortalidad natural
- 11) Proporción de hembras maduras a la talla

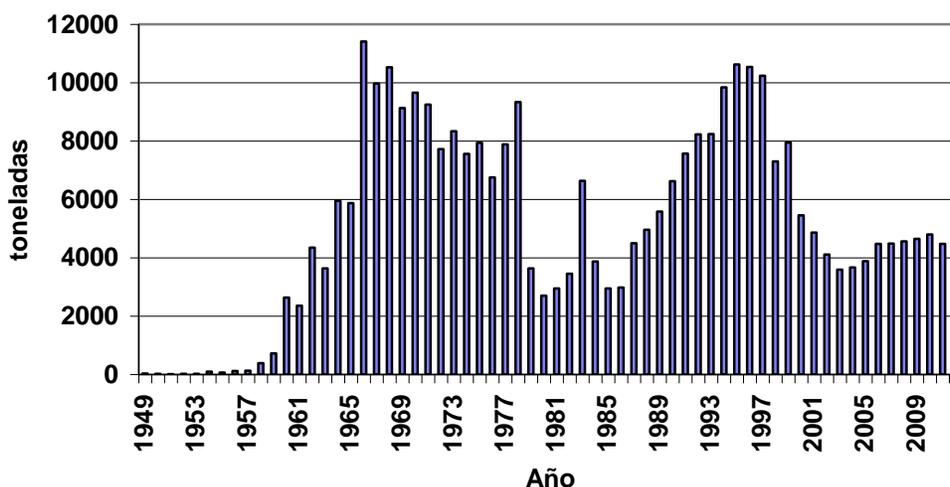
La biomasa vulnerable a los cruceros se obtiene a partir de los estudios de evaluación directa, en tanto que los desembarques provienen de los anuarios estadísticos de pesca de SERNAPESCA. Los parámetros de crecimiento, mortalidad natural y proporción de hembras maduras, son obtenidos a partir de estudios publicados por diversos autores y cuyas fuentes fueron explicitadas en el Capítulo 2.



Los modelos de dinámica poblacional son ajustados por unidad de pesquería de acuerdo con las variaciones espacio temporales que se ha presentando la pesquería en las distintas etapas de su desarrollo. Por lo tanto y para efectos de este análisis, la informaci3n es agrupada en dos zonas: la primera correspondiente a la zona centro-norte que abarca desde la II a la IV Regiones (21°26' L.S. – 32°10' L.S.) y la segunda, la zona centro-sur que incluye el territorio marítimo desde la V a la VIII Regiones (32°10' L.S. – 38°28' L.S.)

#### 4.1 Desembarques

La pesquería del recurso camar3n nailon tiene ya m3s de medio siglo en nuestro país. En efecto, las primeras estadísticas de desembarques datan del ańo 1949, con 32 toneladas registradas. Despu3s de seis d3cadas de actividad extractiva, las remociones por pesca han experimentado notables fluctuaciones, presentando dos períodos de máximos niveles de desembarque, uno a mediados de la d3cada del 60 y otro a mediados de los noventa, alcanzando cifras anuales en torno a las 11 toneladas (**Figura 6**). Posteriormente al máximo registrado a mediados de los noventa, se observ3 una tendencia decreciente que se mantuvo hasta el ańo 2003, con desembarques en torno a las 3.5 mil toneladas/ańo. En los ańos siguientes, se observaron leves aumentos en el nivel de desembarque, en torno a las cuotas globales asignadas para este recurso.

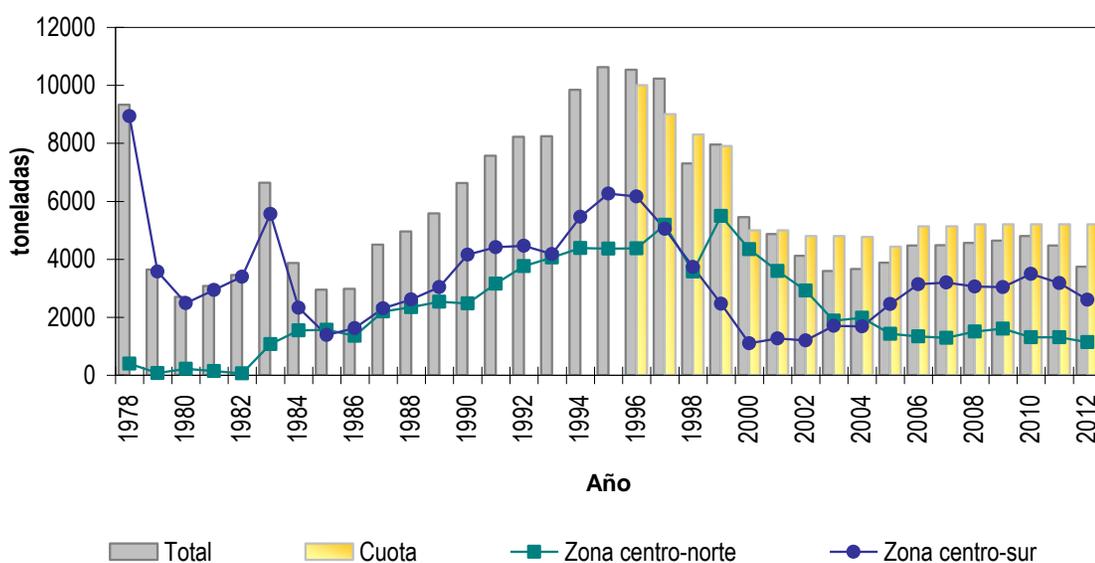


**Figura 6.** Desembarque (t) de camar3n nailon, total área de la pesquería. Periodo 1949 – 2012. Fuente: Estadísticas oficiales.

Hasta la evaluaci3n indirecta del stock realizada el ańo 2011 (Montenegro *et al.*, 2012), se utiliz3 una serie de datos desde 1993 al 2011. Esto debido a la necesidad de realizar evaluaciones de stock separadas para la zona centro-norte (II a IV Regi3n) y la zona centro-sur (V a VIII Regi3n), motivado por el establecimiento de medidas administrativas diferenciadas para dichas zonas. Así, se utilizaron

los datos que hasta la fecha era posible de obtener separadamente por zona de pesca, lo que era factible a partir del año 1993, en particular la información relativa a las estructuras de tallas. Sin embargo, dentro del contexto del presente proyecto y siguiendo los acuerdos alcanzados en el marco de las reuniones bipartitas y las del Comité Científico Crustáceos, se realizó la actividad de obtener el máximo de información para ambas zonas de pesca.

Así, se logró obtener cifras de desembarques oficiales separadas por zona de pesca desde el año 1978 hasta la fecha. De esta forma, se obtuvo una serie temporal de desembarques por zona de 36 años de extensión, comenzando en el año 1978 y terminando en el 2013, la cual es utilizada en la evaluación de stock del presente proyecto (**Figura 7**). Considerando que aun no se cuenta con el desembarque total del año 2013, se consideró para este año la media de los desembarques de los últimos 3 años.

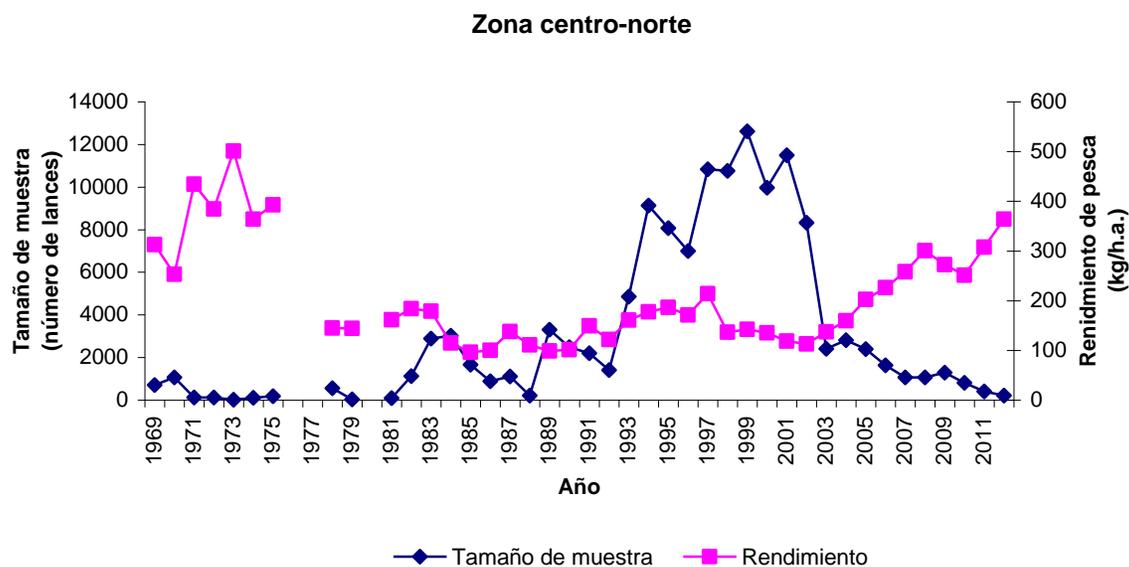


**Figura 7.** Desembarque (t) y cuota anual de captura (t) para camarón nailon, total área de la pesquería y por zona de pesca, período 1978 – 2012. Fuente: SERNAPESCA-SUBPESCA.

## 4.2 Captura por unidad de esfuerzo

Siguiendo la línea de la extensión de las series temporales de índices para ser utilizados en la evaluación indirecta del stock de camarón nailon por zona de pesca, se extendió el análisis de los datos de bitácoras de pesca disponibles. En este sentido, la información pesquera de camarón nailon disponible en la base de datos IFOP, comienza en el año 1969 para la zona centro-norte y en el año 1967 para la zona centro-sur, con tamaños de muestra de lances con importantes variaciones dentro de dichos períodos. En efecto, para la zona centro-norte en la década del setenta se presentaron bajos niveles de información, mientras de mediados de los noventa, se llegó a contar con información en torno a los 10 mil lances por año. Por su parte, la captura por unidad de esfuerzo

nominal (rendimiento de pesca), no obstante que presentó un período de rendimientos de pesca anuales por sobre los 400 kg/h.a., en particular en los primeros años de la serie temporal, posteriormente y por casi 30 años las tasas medias anuales de captura nominal se han mantenido entre los 100 y 300 kg/h.a. (**Figura 8**).



**Figura 8.** Rendimiento de pesca y tamaño de muestra de lances, pesquería camarón nailon, zona centro-norte, período 1969 a 2012.

Una situación similar se presenta en la zona centro-sur, donde en los primeros años de la serie se presentan tamaños de muestras de lances bajos, con rendimientos medios anuales elevados y del orden de los 500 kg/h.a., para posteriormente en la década de los noventa registrar importantes niveles de recopilación de datos pesqueros, acompañados de tasas de capturas nominales inferiores, las cuales se mantuvieron en torno a las 150 kg/h.a. entre los años 1980 y 2000. Posteriormente a dicho período y luego de dos años de cierre total de la pesquería, las tasas de captura medias anuales vuelven a mostrar valores superiores, producto de la recuperación de los niveles poblacionales en dicha zona (**Figura 9**).

De esta forma, a partir de la información de lances de pesca disponibles para ambas zonas de pesca, se obtuvo las capturas por unidad de esfuerzo estandarizadas para ser utilizadas como índices de abundancia relativa en la evaluación indirecta del stock de camarón nailon. Considerando que la serie de datos de desembarque pudo ser extendida hasta el año 1978, la captura por unidad de esfuerzo para cada zona de pesca fue estimada a partir de dicho año.

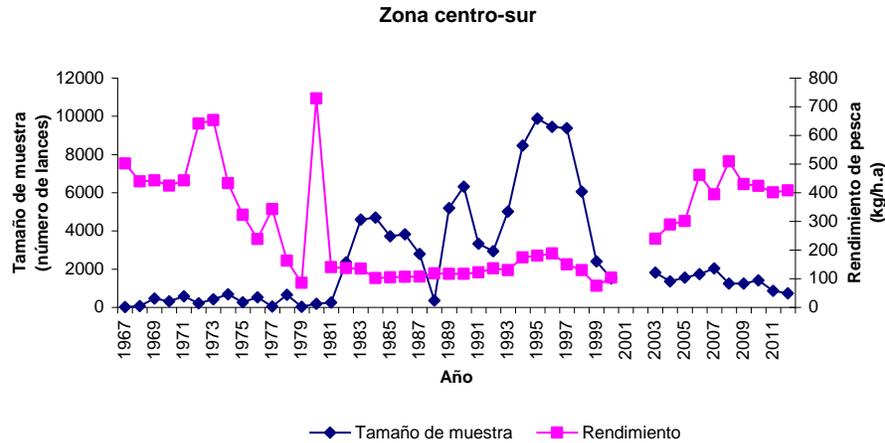


Figura 9. Rendimiento de pesca y tamaño de muestra de lances, pesquería camar3n nailon, zona centro-sur, periodo 1967 a 2012.

### 4.3 Composiciones de tamaños

Se analiz3 la informaci3n disponible para estimar las estructuras de tallas de las capturas de la pesca comercial, contándose con registros desde el a3o 1970 y con niveles crecientes de tamaños de muestra anuales, conforme avanza la serie de datos (Figura 10). La posibilidad de estimar estructuras de tallas por zona de pesca a partir de dicha informaci3n se dificulta conforme se llega al inicio de la serie de datos, dado que estos no cuentan con informaci3n de la procedencia de las muestras y solo se especifica el puerto de desembarque. Esto es relativamente simple de resolver para las muestras de la III, IV y VIII Regi3n, pero difcil de abordar para las muestras de la V Regi3n dado que la flota de esta Regi3n operaba en ambas zonas de pesca. As3, preliminarmente se utiliz3 el puerto de desembarque como criterio para definir la zona de pesca (para los datos en que esta informaci3n no est3 disponible).

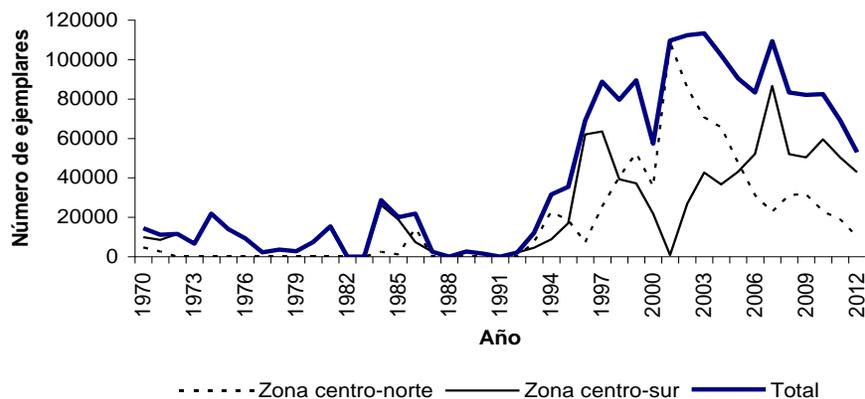
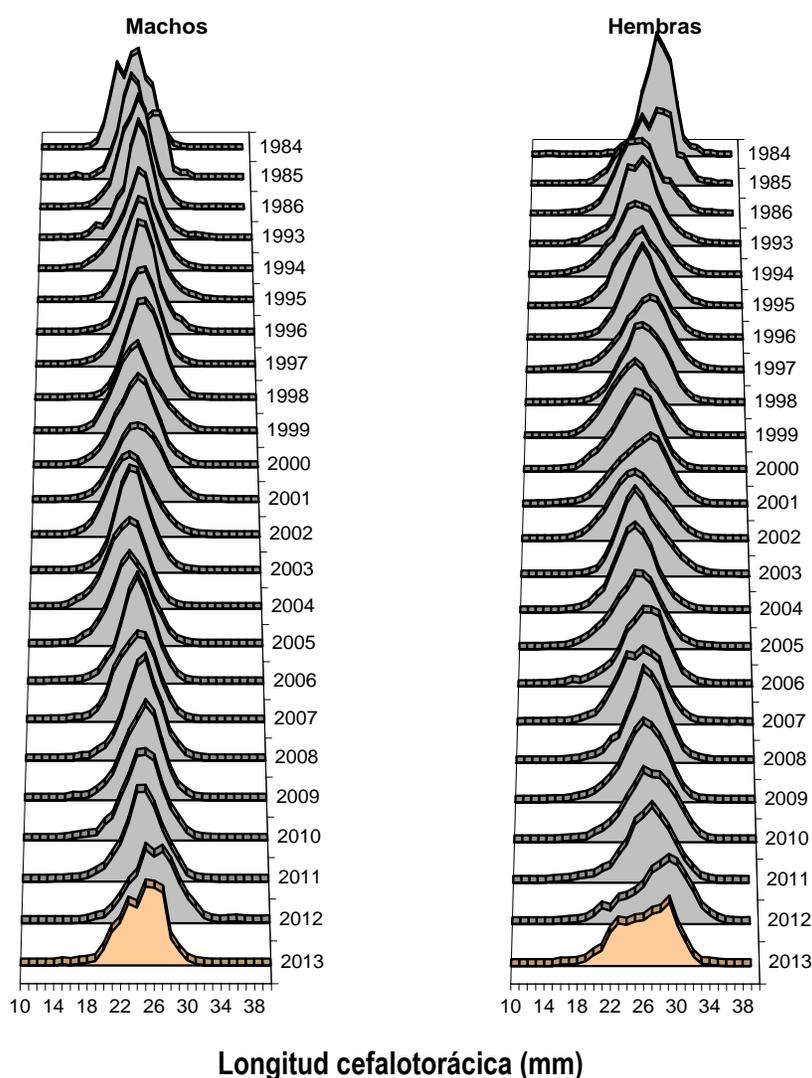


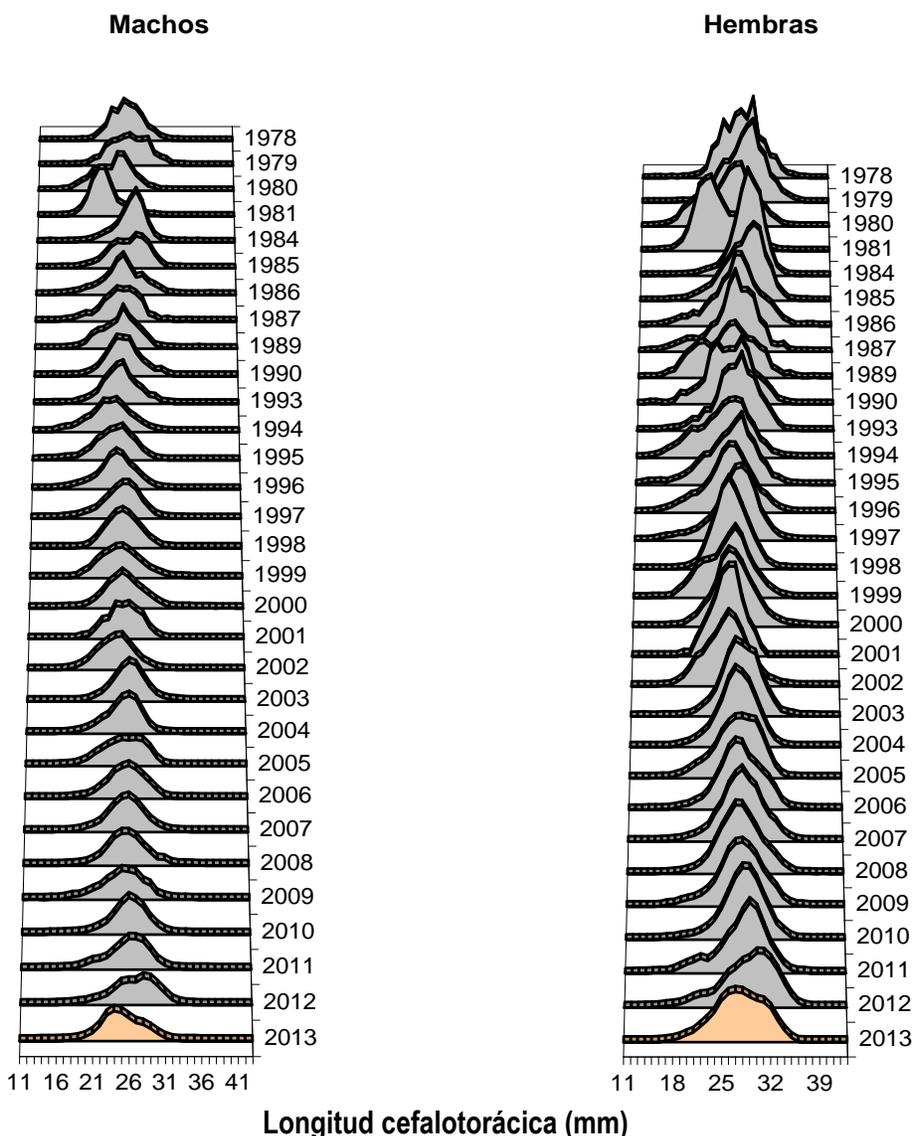
Figura 10. N3mero de ejemplares muestreados para la estimaci3n de la estructura de tallas de las capturas de camar3n nailon, periodo 1970 a 2012.

Así, se logró estimar estructuras de tallas desde el año 1984 al 2013 para la zona centro norte y desde 1978 al 2013 para la zona centro-sur (2013 preliminar), con algunos años sin información para ambas zonas de pesca (**Figuras 7 y 8**). En este contexto, de las estructuras de tallas de camarón nailon para la zona centro-norte (**Figura 7**), destaca que desde el año 1999, se observa un aumento de ejemplares de menor tamaño, lo que es más evidente en machos, dado que se genera un desplazamiento de la talla media hacia individuos de hasta 22 mm de LC en el año 2004. En el período 2005-2011, las tallas medias se desplazan hacia individuos de mayor tamaño. Se destaca en los últimos dos años, el ingreso de ejemplares de menor tamaño tanto en machos como en hembras, siendo en estas últimas más evidentes.



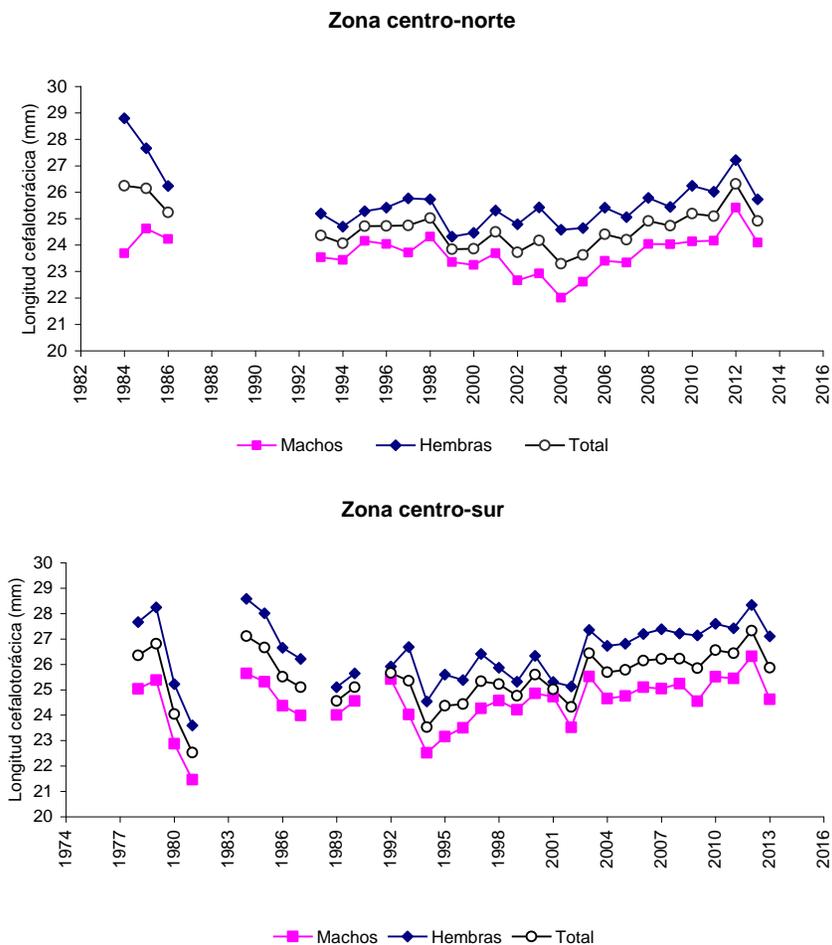
**Figura 11.** Distribución de frecuencia de tallas en la captura de machos (izquierda) y hembras (derecha) de camarón nailon, zona centro-norte (II a IV Regiones) en el período 1984-2013.

Por su parte, en la zona centro-sur la distribución de frecuencia de tallas muestra una mayor variabilidad interanual en un primer período de la serie analizada (1993 – 2000). Posterior al cierre temporal de la actividad extractiva en toda la zona centro-sur (período 2001-2002), se observaron ejemplares de mayor tamaño que superan la media histórica estimada en 26,7 mm de LC en hembras y 24,6 cm de LC en machos (**Figura 12**), así mismo, desde el año 2009 se aprecia el ingreso de ejemplares de menor tamaño, lo que en el año 2011 es más evidente especialmente para las hembras.



**Figura 12.** Distribución de frecuencia de tallas en la captura de machos (izq.) y hembras (der.) de camarón nailon, zona centro-sur (V a VIII Regiones) en el período 1978-2013.

En la **Figura 13** se presenta la serie histórica de tallas medias para machos y hembras de camarón nailon por zona de pesca, en la que se observa que las hembras presentan invariablemente una mayor talla media que los machos en ambas zonas y que en general, los ejemplares de la zona centro-sur, son de mayor tamaño que los ejemplares de la zona centro-norte. Además, en la zona centro-norte, se observa que luego de experimentar una reducción sostenida desde el año 2001 al 2004, las tallas medias de los machos han experimentado una recuperación que en el año 2011 alcanzó una media centrada en 24,1 mm de LC. Las hembras de esta misma zona, presentaron mayores tamaños al principio de la serie (1992-1998) para luego registrar una tendencia poco clara donde las longitudes fluctúan alrededor de la media. En los dos últimos años, se observó un incremento de la talla media, alcanzando los 26 mm de LC. En la zona centro-sur, luego del incremento en tamaños experimentado posteriormente al período de veda, el tamaño medio de los ejemplares capturados se mantuvo relativamente constante, con variaciones de baja magnitud. Los datos observados en el primer semestre del 2013 indican que en ambas zonas se experimentó una baja en las tallas respecto de años anteriores, siendo ésta más evidente para la zona centro-sur.

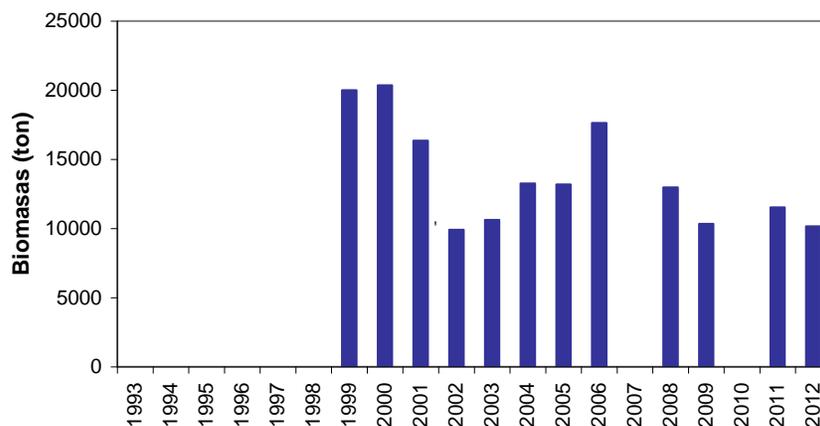


**Figura 13.** Tallas medias estimadas (mm de longitud cefalotorácica) para camarón nailon, según zona y sexo, período 1978 – 2013.

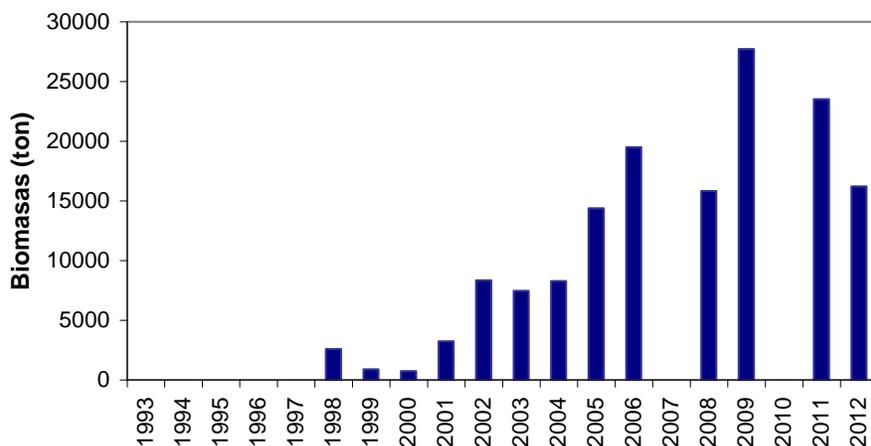
#### 4.4 Biomosas por 1rea barrida

Una importante fuente de informaci3n para la evaluaci3n indirecta, son las estimaciones de biomasa por 1rea de barrida, ya que se constituyen como un indicador de nivel de la abundancia de este recurso (reporte taller de datos, Anexo I). El Fondo de Investigaci3n Pesquera (FIP) ha financiado anualmente evaluaciones directas de camar3n nailon entre la II y VIII Regiones desde el a1o 1996, exceptuando el a1o 1997, 2007 y el a1o 2010. Estas evaluaciones han sido realizadas por diversas instituciones, tales como PUCV, UCN, INPESCA, IFOP y UdeC, permitiendo obtener actualizaciones de la abundancia y biomasa, entre otros aspectos relevantes.

La biomasa de camar3n nailon estimada para la zona centro-norte muestra una dr1stica disminuci3n (50%) entre el a1o 2000 y 2002. Posteriormente se aprecia una paulatina recuperaci3n, la que alcanzar1a un m1ximo en el a1o 2006 por sobre las 17 mil toneladas de biomasa vulnerable. Las 1ltimas evaluaciones llevadas a cabo, nuevamente muestran una disminuci3n con niveles de biomasa en torno a las 11 mil toneladas promedio (**Figura 14**). En la zona centro-sur, en tanto, luego de los bajos niveles de biomasa vulnerable estimadas, especialmente el a1o 2000 (700 t), se ha observado una progresiva recuperaci3n del recurso alcanzando valores sobre las 27 mil toneladas en el a1o 2009 (**Figura 15**). La recuperaci3n de los niveles de biomasa total y vulnerable del recurso se deber1a al ingreso de reclutamientos altos entre 2003 y 2005 y tasas de explotaci3n entre un 9,5 y un 15% entre los a1os 2003 y 2009, lo que gener3 niveles de biomasa explotable de 38 mil toneladas en el a1o 2009, en toda el 1rea de la pesquer1a (Acu1a *et al.*, 2010). Finalmente, en los 1ltimos tres a1os, la zona centro norte presenta una cierta estabilidad en torno a las 11 toneladas de biomasa, en tanto que en la zona centro-sur se evidencia una tendencia decreciente, con cerca de 28 mil toneladas en el a1o 2009 y 16 mil en el a1o 2012.



**Figura 14.** Biomosas de camar3n nailon entre la II y IV Regiones, estimadas a trav1s de cruceros de evaluaci3n directa entre 1993 y 2012. Se excluyen las estimaciones anteriores al a1o 1999 por considerarse que presentan altos niveles de incertidumbre.



**Figura 15.** Biomazas de camarón nailon entre la V y VIII Regiones, estimadas a través de cruceros de evaluación directa entre 1993 y 2012. Se excluye la estimación del crucero del año 1996 por no ser factible separar las estimaciones a nivel regional.

#### 4.5 Clasificación del estándar de conocimiento de la pesquería

Una tarea central del proceso de evaluación de stock, es dimensionar el nivel de conocimiento existente respecto del funcionamiento del stock bajo estudio. Esto permite definir el tipo de enfoque de modelamiento que es factible de ser utilizado para estimar los niveles poblaciones del stock. Del mismo modo, es fundamental determinar el nivel de desarrollo metodológico que ha sido incorporado en el modelamiento, de forma tal de determinar si los resultados de la aplicación de dichos modelos, son suficientes para recomendar medidas de manejo.

En este contexto, se ha definido como una actividad a ser realizada periódicamente, definir el estándar o nivel de conocimiento, cantidad y calidad de información, como también el nivel de desarrollo metodológico implementado en el modelamiento del stock. Para esto, se utiliza el Checklist for the Stock Assessment elaborado por un grupo de reconocidos expertos internacionales (NRC, 1988). Este checklist fue modificado para su utilización en las pesquerías chilenas, el que incluye 7 tópicos con un total de 87 ítems que permiten generar lo que denominamos “matriz del conocimiento” de los recursos. El listado de los tópicos se encuentra en **Tabla 4**, la cual fue completada de acuerdo a 4 categorías cualitativas que dan cuenta del grado de conocimiento que presentaba un tópico específico. Estas categorías son: 0- sin conocimiento, 1- existe conocimiento pero es pobre, 2-existe un conocimiento regular y 3- existe conocimiento satisfactorio.



**Tabla 4.** Matriz de conocimiento de camarón nailon, dimensiones: Definición de stock y Datos y parámetros.

	Nivel de conocimiento
<b>1.0 Definición de Stock</b>	
<i>Modelo conceptual</i>	2
<i>Conectividad</i>	1
<i>Estructura del stock</i>	
Áreas de desove	1
Áreas de crianza	1
Áreas de reclutamiento	1
<b>2.0 Datos y parámetros</b>	
<i>Remociones Directas</i>	
Desembarques	2
Capturas	1
Descartes y/ sub-reporte	1
<i>Remociones Indirectas</i>	
Pesca fantasma u otro	0
Predación	1
Canibalismo	na
<i>Índices de abundancia relativa</i>	
CPUE estandarizada	3
Acústica	na
Área Barrida	2
Crucero CPUE	1
MPH	na
<i>Información Estructurada</i>	
Estructuras de Tallas	3
Flota	na
Sexo	3
Área	3
Estación	2
Estructuras de Edades	
Clave Talla Edad	1
Flota	na
Sexo	1
Área	1
Estación	0

Escala: 0- sin conocimiento, 1- existe conocimiento pero es pobre, 2-existe un conocimiento regular y 3- existe conocimiento satisfactorio.



**Continuaci3n Tabla 4.**

Matriz de conocimiento de camar3n nailon, dimensiones: Informaci3n Biol3gica y Modelo Evaluaci3n.

	Nivel de conocimiento
<b>3.0 Informaci3n Biol3gica</b>	
<i>Mortalidad Natural</i>	
Edad-Invariable	1
Tiempo-Invariable	1
Edad-Variable	0
Tiempo-Variable	0
M3todos directos	0
M3todos indirectos	1
<i>Madurez a la edad</i>	
Basada en talla	2
Basada en edad	0
Tiempo variable	0
Tiempo invariable	2
Macrosc3pica	2
Microsc3pica	0
<i>Crecimiento</i>	
Indirecto	2
Descomposici3n modal	2
Otro	0
Directo	0
Otolitos	na
Otros (escamas, etc)	0
Validaci3n	0
<i>Peso medios</i>	
Estructurado por edad	0
Por pesquer3a	0
Tiempo Invariable	0
Tiempo variable	0
Estructurado por tallas	3
Por pesquer3a	0
Tiempo Invariable	0
Tiempo variable	3
<b>4.0 Modelo Evaluaci3n</b>	
<i>Modelo - Global</i>	0
<i>Edad - Estructurado</i>	
Ajuste Edad	0
Ajuste Talla	3
<i>Talla - Estructurado</i>	3
<i>G3nero - Estructurado</i>	3
<i>Condici3n Inicial</i>	
Equilibrio	3
No - Equilibrio	0
<i>Reclutamiento</i>	
Relaci3n funcional	1
Param3trico	1
<i>Estructura Espacial</i>	
Explicito	2
Implicito (flotas)	2

Escala: 0- sin conocimiento, 1- existe conocimiento pero es pobre, 2-existe un conocimiento regular y 3- existe conocimiento satisfactorio.



**Continuación Tabla 4.**

Matriz de conocimiento de camarón nailon, dimensiones: Formulación Estadística, Bondad de Ajuste e Información Auxiliar.

	Nivel de conocimiento
<b>5.0 Formulación Estadística</b>	
<i>Error de Proceso</i>	
Reclutamiento	2
<i>Error de Observación</i>	
Remociones	3
Indices de abundancia	3
Información estructurada	3
Otros Índices	0
<i>Incertidumbre</i>	
Frecuentista	3
Estimadores asintóticos	3
Remuestreo	0
Perfiles de verosimilitud	0
Bayesiana	3
Distribuciones prioris	3
Distribuciones posteriores	3
Error estado espacio	0
<b>6.0 Bondad de ajuste</b>	
<i>Análisis de residuales</i>	0
<i>Análisis retrospectivos</i>	2
<i>Validación cruzada</i>	0
<i>Modelo operativo</i>	0
<i>Otros</i>	0
<b>7.0 Información Auxiliar</b>	
<i>Programas de marcaje</i>	0
<i>Datos ambientales</i>	0

Escala: 0- sin conocimiento, 1- existe conocimiento pero es pobre, 2-existe un conocimiento regular y 3- existe conocimiento satisfactorio.

Además, siguiendo los criterios de Restrepo et al. (1998), la calidad de la información que aporta la evaluación de stock, se puede clasificar en:

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

**Estándar medio:** No se disponen de estimaciones confiables del rendimiento máximo sostenido y/o cantidades relacionadas, ya sea por que 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). En este caso se utilizan PBR genéricos (“proxy”) para sustituir los PBR asociados al RMS que no se pueden estimar confiablemente.

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

Tal como ya fue reportado en informes anteriores, existen importantes brechas del conocimiento en las pesquerías de crustáceos (Montenegro et al. 2013). Uno de los aspectos menos abordados y que resulta ser de vital importancia para la evaluación indirecta, dice relación con los niveles de descarte y subreporte, los cuales por reportes informales, parecen ser elevados. Además existen serios niveles de incertidumbre respecto de los niveles de mortalidad natural y la dinámica espacial, entre otros aspectos. En este contexto, la información disponible para camarón nailon puede ser clasificada como moderada y por tanto asimilable a un **estándar medio**.



## 5. MODELO DE EVALUACIÓN

El recurso camarón nailon tiene una amplia distribución en la costa de Chile (II a VIII Región); sin embargo, la pesquería ha tenido importantes variaciones en los niveles de esfuerzo de pesca, capturas y rendimientos de pesca (Montenegro *et al.*, 2005; Zilleruelo *et al.*, 2006). Además, en los últimos años, las medidas de administración han tenido un claro componente espacial, con asignación de cuotas por región y cierres temporales del acceso al recurso para ciertas regiones, como fue el caso del cierre total de la pesquería entre la V y VIII Región durante los años 2001 a 2002. Por estos motivos, la evaluación de stock del recurso se realiza por zonas de pesca con el objetivo de conocer el estatus del recurso y recomendar estrategias de explotación por separado para cada una de las zonas: centro-norte (II a IV Región) y centro-sur (V a VIII).

En este contexto, se ajustó un modelo de dinámica poblacional estructurado en edades con datos en tallas. Las fuentes de información utilizadas fueron: i) desembarques; ii) estimaciones de biomasa por área barrida; iii) estructuras de tallas de las capturas comerciales; iv) la captura por unidad de esfuerzo estandarizada, como medida de abundancia relativa; v) la proporción sexual del stock vulnerable. Así, el modelo permite estimar los niveles de biomasa del stock (biomasa total, vulnerable, desovante y reclutas), en conjunto con los patrones de vulnerabilidad, los niveles de mortalidad por pesca y tasas de explotación, entre otros indicadores. Estos resultados permiten tener una aproximación cuantitativa de los niveles poblacionales, y son la información de entrada para las proyecciones y estimación de captura biológicamente aceptable.

### 5.1 Modelamiento del stock

Como ya se señaló, el modelo de dinámica poblacional utilizado en esta evaluación de stock, es el edad estructurado, con datos en tallas (Age Structured Statistical Catch-at-Length, Maunder y Watters, 2003). Este ha sido aplicado exitosamente para el modelamiento de los stocks de langostino amarillo y langostino colorado (Montenegro *et al.*, 2009a; Montenegro *et al.*, 2009b; Montenegro y Bucarey, 2008).

Los principales supuestos del modelo son:

- El stock de camarón nailon está constituido por 2 sub-unidades de stock, correspondientes a la zona centro-norte y la zona centro-sur.
- El stock está compuesto por 6 grupos de edad (grupos de edad II a VII+).
- El crecimiento es diferenciado entre machos y hembras.
- La mortalidad natural es conocida, constante entre años y edades, e igual a  $0,28 \text{ año}^{-1}$
- La mortalidad natural y por pesca son simultáneas y ocurren durante todo el año (ecuación de Baranov).
- El patrón de vulnerabilidad de los individuos es a la talla y sigue un modelo logístico.



- Los reclutas corresponden a individuos del grupo de edad II y son estimados como parámetros en el modelo, con una distribución a priori en torno a una relación stock-recluta Beverton-Holt.
- La proporción sexual de reclutas es 50% de machos y 50% de hembras.
- Los desembarques están sujetos a error de observación.

### 5.1.1 Modelo de dinámica poblacional

El modelo de la dinámica se estructuró en grupos de edades relativas, diferenciado por sexos. La dinámica poblacional está gobernada por la expresión:

$$N_{t+1,a,s} = \begin{cases} R_{t+1,s} & a = 1 \\ N_{t,a-1,s} e^{-(F_{t,a-1,s}+M)} & 1 < a < A \\ N_{t,a-1,s} e^{-(F_{t,a-1,s}+M)} + N_{t,a,s} e^{-(F_{t,a,s}+M)} & a = A \end{cases} \quad (1)$$

donde  $N_{t,a,s}$  es la abundancia estimada al inicio del año  $t$  de los individuos de edad  $a$  y sexo  $s$ ;  $M$  es la mortalidad natural independiente de la edad y tiempo,  $F_{t,a,s}$  es la mortalidad por pesca para la edad  $a$ , sexo  $s$ , durante el año  $t$ . De esta forma, la abundancia es proyectada en el período de modelación, comenzando por la estructura de edad en número a inicios del primer año de modelación, la cual se estima con 2A parámetros en el modelo (con A el número de edades) y, posteriormente, removiendo individuos de la población producto de la mortalidad natural y por pesca, sumando para cada período modelado el ingreso de reclutas. Para la fase explotada se consideraron los reclutamientos como parámetros a estimar, con una distribución a priori en torno a una relación stock-recluta tipo Beverton-Holt (bajo el supuesto de tasas de sobrevivencia denso-dependientes). De esta forma, los reclutamientos se estiman de la forma

$$R_{t,s} = R_t 0.5 \quad (2)$$

La biomasa desovante por su parte, se estima de la forma:

$$BD_t = \sum_{a=1}^A \phi_a N_{t,a,s} \bar{w}_{a,s} \quad (3)$$

donde  $\bar{w}_{a,s}$  es el peso medio a la edad,  $s=2$  (hembras) y  $\phi_a$  es la proporción de hembras maduras a la edad, la cual se estima de la forma:

$$\phi_a = \phi_l p(l|a, s) \quad (4)$$

donde  $\phi_l$  es la proporción de hembras maduras a la talla, estimada a través de un modelo de regresión logística y  $p(l|a, s)$  es la matriz clave edad talla, la cual es estimada con la expresión (9).



La tasa de mortalidad por pesca se asume bajo la hipótesis de separabilidad (Doubleday, 1976; Fournier y Archibald, 1982), donde la mortalidad por pesca por edad y años es definida como el producto de una componente anual y otra edad-sexo específica. De esta forma la mortalidad por pesca para la edad  $a$  del año  $t$  y sexo  $s$  está dada por:

$$F_{t,a,s} = F_t S_{a,s}^f \quad (5)$$

donde  $F_t$  es la mortalidad anual estimada de los ejemplares vulnerables al arte de pesca y  $S_{a,s}^f$  es la selectividad estimada de la flota edad-sexo específica, la cual es estimada a partir de un modelo logístico reparametrizado al 50% y 95% de vulnerabilidad a la pesquería, de la forma:

$$S_{a,s}^f = \left( 1 + e^{\frac{(-\ln(19)) (a-a_{50,s})}{d_{95-50,s}}} \right)^{-1} \quad (6)$$

donde  $a_{50,s}$  corresponde a la edad al 50% de vulnerabilidad del sexo  $s$  y  $d_{95-50,s}$  corresponde a la diferencia entre la edad al 95% y 50% de vulnerabilidad a la pesquería del sexo  $s$ ; los que son estimados como parámetros dentro del modelo.

El modelo es basado en edades pero con datos en talla, con una estructura similar al modelo A-SCALA (Age Structured Statistical Catch-at-Length de Maunder y Watters, 2003). Para esto, se utilizó una clave talla-edad modelo-basada, donde la desviación estándar de la longitud a la edad ( $\sigma_a$ ) se supone proporcional a la talla media ( $\bar{l}_a$ ) a través del coeficiente de variación edad-invariante, de la forma:

$$\sigma_{a,s} = cv_s \bar{l}_{a,s} \quad (7)$$

La talla media para cada grupo etario se estimó a partir de los parámetros de crecimiento sexo-específicos ( $L_{\infty}$  y  $k$ ) y la talla media del grupo anterior, de la forma:

$$\bar{l}_{a,s} = L_{\infty,s} (1 - e^{-k_s}) + e^{-k_s} \bar{l}_{a-1,s} \quad (8)$$

Así, la probabilidad de que un individuo pertenezca al rango de tallas  $l$ , dado que pertenece al grupo de edad  $a$  y sexo  $s$ , es modelada a través de una distribución de probabilidad normal con media  $\bar{l}_{a,s}$  y desviación  $\sigma_{a,s}$  sobre todo el rango de tallas observado en la matriz de captura:

$$p(l|a,s) = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma_{a,s}^2}} e^{-\frac{(l-\bar{l}_{a,s})^2}{2\sigma_{a,s}^2}} \quad (9)$$

donde  $p(l|a,s)$  representa la matriz de distribución de probabilidad por talla  $l$  para la edad  $a$  y sexo  $s$ , la cual se utilizó para convertir edades a longitudes.



### 5.1.2 Modelo de las observaciones

El modelo de las observaciones corresponde a las variables de estado que son estimadas por el modelo y posteriormente son contrastadas estadísticamente con las observaciones.

#### a) Abundancias y biomásas medias

La abundancia media para el año  $t$  se estimó a través de :

$$\bar{N}_{t,a} = \sum_{s=1}^2 N_{t,a,s} \frac{1 - e^{-Z_{t,a,s}}}{Z_{t,a,s}} \quad (10)$$

La abundancia media vulnerable a la flota se estimó a partir de la abundancia media y la selectividad de la forma:

$$\bar{NV}_{t,a} = \sum_{s=1}^2 \bar{N}_{t,a,s} S_{a,s}^f \quad (11)$$

Para obtener la biomasa media vulnerable, primero se estimó la abundancia media vulnerable a la talla y luego se llevó a peso a través del peso medio estimado a la talla, según las expresiones:

$$NV_{t,l,s} = \bar{NV}_{t,a,s} p(l|a,s) \quad (12)$$

$$BV_t = \sum_{s=1}^2 \sum_{l=1}^L NV_{t,l,s} w_{l,s} \quad (13)$$

Para la estimación de la biomasa media vulnerable a los cruceros de evaluación directa, se estimó la abundancia media vulnerable a la edad, la cual es posteriormente estimada a la talla.

$$\bar{NV}_{t,a,s} = \bar{N}_{t,a,s} S_{a,s}^c \quad (14)$$

donde  $NV_c$  es la abundancia media vulnerable a los cruceros de evaluación directa y  $S_{a,s}^c$  es su selectividad<sup>1</sup>.

La biomasa vulnerable a los cruceros se estimó de la forma

$$NV_{t,l,s} = \bar{NV}_{t,a,s} p(l|a,s) \quad (15)$$

<sup>1</sup> Considerando que no se incorporan las estructuras de tallas de los cruceros, se asume que la selectividad es igual a 1.



$$BVc_t = q_c \sum_{s=1}^2 \sum_{l=1}^L NVc_{t,l,s} \bar{w}_{l,s} \quad (16)$$

donde  $q_c$  corresponde al coeficiente de capturabilidad de los cruceros de evaluación directa y se estima de la forma:

$$\hat{q}_c = \exp \left[ \frac{1}{T} \sum_{t=1}^T \ln(BVc_t) - \ln(\hat{B}_t) \right] \quad (17)$$

### b) Captura (número) y desembarque (peso)

La captura a la edad se estimó a través de la ecuación de captura de Baranov de la forma:

$$C_{t,a,s} = \frac{F_{t,a,s}}{Z_{t,a,s}} (1 - e^{-Z_{t,a,s}}) N_{t,a,s} \quad (18)$$

Para la estimación del desembarque, se estimó la captura en número a la talla y luego el desembarque en peso a partir del peso medio a la talla.

$$C_{t,l,s} = C_{t,a,s} p(l|a,s) \quad (19)$$

$$Y_t = \sum_{s=1}^2 \sum_{l=1}^L Y_{t,l,s} \bar{w}_{l,s} \quad (20)$$

donde C representa la captura en número y Y la captura (o desembarque) en peso.

### c) Proporción de captura a la talla para la flota comercial

$$\hat{p}_{t,l,s} = \frac{C_{t,l,s}}{\sum_{l=1}^L C_{t,l,s}} \quad (21)$$

### d) Índice de abundancia relativo (I)

$$I_t = q_f BV_t \quad (22)$$

donde  $q_f$  es el coeficiente de capturabilidad para la flota comercial, el cual es resuelto en el modelo a través de su estimador máximo verosímil (Walters y Ludwig, 1994):

$$q_f = \left[ \exp \frac{1}{T} \sum_{t=1}^T \ln(I_t) - \ln(BV_t) \right] \quad (23)$$



donde  $T$  es el n3mero de a3os del per3odo de modelaci3n y  $I_t$  es el 3ndice de abundancia relativo (CPUE estandarizada), estimado a partir de la informaci3n de captura y esfuerzo.

### e) Proporci3n sexual (de machos en n3mero) en la fracci3n explotable

La proporci3n de machos para la fracci3n explotable se estima de la forma:

$$\bar{p}_t^m = \frac{\sum_{a=1}^A NV_{t,a,1}}{\sum_{a=1}^A NV_{t,a,1} + \sum_{a=1}^A NV_{t,a,2}} \quad (24)$$

donde  $\bar{p}_t^1$  corresponde a la proporci3n estimada de machos en la fracci3n vulnerable para el a3o  $t$ ,  $NV_{t,a,1}$  es la abundancia vulnerable de machos ( $s=1$ ), de la edad  $a$  en el a3o  $t$  y  $NV_{t,a,2}$  es la abundancia vulnerable de hembras ( $s=2$ ), de la edad  $a$ , en el a3o  $t$ .

### 5.1.3 Funciones de verosimilitud y distribuciones a priori

Las verosimilitudes describen las funciones de probabilidad asociadas a la componente aleatoria del proceso. Para esto, se utilizaron las siguientes funciones de verosimilitud (-ln):

i) Distribuci3n multinomial de la composici3n por talla de los desembarques (omitiendo constantes):

$$-\ln(L(x/\theta))_1 = -\sum_{t=1}^T \sum_{l=1}^L n p_{t,l,s} \ln(\hat{p}_{t,l,s}) \quad (25)$$

donde  $p_{t,l,s}$  es la proporci3n observada de ejemplares a la categor3a de talla  $l$  del a3o  $t$ , del sexo  $s$ ,  $\hat{p}_{t,l,s}$  es la proporci3n estimada y  $n$  es el tama3o de muestra efectivo.

ii) Distribuci3n lognormal de los desembarques (omitiendo constantes, asumiendo  $\sigma_y$  conocido):

$$-\ln(L(x/\theta))_2 = \frac{\sum_{t=1}^T (\ln(Y_t) - \ln(\hat{Y}_t))^2}{2\sigma_y^2} \quad (26)$$



donde  $Y_t$  es el desembarque (en peso) observado por a1o,  $\hat{Y}_t$  es el desembarque estimado y  $\sigma_Y = \sqrt{\ln(1 + cv_Y^2)}$  (Bull *et al.*, 2005).

iii) Distribuci3n lognormal de la CPUE (omitiendo constantes, asumiendo  $\sigma_c$  conocido):

$$-\ln(L(x/\theta))_3 = \frac{\sum_{t=1}^T (\ln(I_t) - \ln(q_f \bar{B}V_t))^2}{2\sigma_c^2} \quad (27)$$

donde  $I_t$  es el 3ndice de abundancia observado por a1o y  $I_t = q_f \bar{B}V_t$  es el 3ndice de abundancia estimado.

iv) Distribuci3n lognormal de las biomasa reportadas en los cruceros de evaluaci3n (omitiendo constantes, asumiendo  $\sigma_B$  conocido):

$$-\ln(L(x/\theta))_4 = \frac{\sum_{t=1}^T (\ln(Bc_t) - \ln(q_c \bar{B}Vc_t))^2}{2\sigma_B^2} \quad (28)$$

donde  $Bc_t$  es la biomasa de los cruceros observada por a1o y  $q_c \bar{B}Vc_t$  es la biomasa de los cruceros estimada.

v) Distribuci3n binomial para la proporci3n de machos en la fracci3n vulnerable (aproximaci3n normal):

$$-\ln(L(x/\theta))_5 = \frac{n \sum_{t=1}^T (p_t^m - \tilde{p}_t^m)^2}{2 \tilde{p}_t^m (1 - \tilde{p}_t^m)} \quad (29)$$

donde  $p_t^m$  es la proporci3n de machos en el stock (vulnerable) observado por a1o y  $\tilde{p}_t^m$  es la proporci3n de machos en el stock (vulnerable) estimado.

Adem3s, se incluy3 una distribuci3n a priori para los reclutamientos en torno a una relaci3n stock recluta tipo Beverton-Holt (bajo el supuesto de tasas de sobrevivencia denso-dependientes, reflejando competencia intra-cohortes):



$$-\ln(p_1) = \frac{\sum_{t=1}^T (\ln(R_t) - \ln(\tilde{R}_t))^2}{2\sigma_R^2} \quad (30)$$

$$\tilde{R}_t = \frac{\alpha B d_{t-1}}{\beta + B d_{t-1}} \quad (31)$$

donde  $\sigma_R^2$  se considerado un parámetro conocido.

En la **Tabla 5** se presentan las distribuciones a priori, utilizadas en la evaluación de stock de *Heterocarpus reedi*. Se incorporan distribuciones informativas para el coeficiente de capturabilidad de los cruceros y los parámetros asociados al reclutamiento. Para los restantes parámetros, se incorporan distribuciones a priori no informativas.

**Tabla 5.** Parámetros del modelo edad-estructurado utilizado para modelar la dinámica temporal de camarón nailon. Se presentan las distribuciones a priori consideradas.

Parámetro	Notación	Norte	Sur
		Prior	Prior
Talla al 50% de vulnerabilidad a la pesquería hembras	L50fh	~ln U(-∞,∞)	~ln U(-∞,∞)
Δ entre la talla al 95% y 50% de vulnerabilidad a la pesquería hembras	rankfh	~ln U(-∞,∞)	~ln U(-∞,∞)
Talla al 50% de vulnerabilidad a la pesquería machos	L50fm	~ln U(-∞,∞)	~ln U(-∞,∞)
Δ entre la talla al 95% y 50% de vulnerabilidad a la pesquería machos	rankfm	~ln U(-∞,∞)	~ln U(-∞,∞)
Coefficiente de capturabilidad de la flota	qf	~ln U(-∞,∞)	~ln U(-∞,∞)
Coefficiente de capturabilidad de los cruceros	qc	~N(1,0.0001)	~N(1,0.0001)
Abundancia primer año, machos (6 edades)	No <sub>m</sub>	~ln U(-∞,∞)	~ln U(-∞,∞)
Abundancia primer año, hembras (6 edades)	No <sub>h</sub>	~ln U(-∞,∞)	~ln U(-∞,∞)
Tasa de mortalidad por pesca anual 35 años	F <sub>t</sub>	~ln U(-∞,∞)	~ln U(-∞,∞)
Reclutamiento anual (34 años)	R <sub>t</sub>	~log N (R,s)	~log N (R,s)
CV de la talla media a la edad machos	CV <sub>m</sub>	~ln U(-∞,∞)	~ln U(-∞,∞)
CV de la talla media a la edad hembras	CV <sub>h</sub>	~ln U(-∞,∞)	~ln U(-∞,∞)
Parámetro α de la relación stock-recluta	α	~ln U(-∞,∞)	~ln U(-∞,∞)
Parámetro β de la relación stock-recluta	β	~ln U(-∞,∞)	~ln U(-∞,∞)

#### 5.1.4 Estimación de Parámetros

La estimación de los parámetros del modelo se realiza utilizando un acercamiento bayesiano, el cual ha sido ampliamente documentado y utilizado en evaluaciones de stock de recursos pesqueros (Hilborn *et al.*, 1994; McAllister *et al.*, 1994; McAllister y Ianelli, 1997; Punt y Kennedy, 1997; McAllister & Kirkwood, 1998).



La estimación de los parámetros de los modelos se realiza en dos etapas: primero se estima el máximo de la distribución a posteriori (MAP), a través de:

$$\hat{\theta} = \arg \max_{\theta} p(\theta|x) = \arg \max_{\theta} p(\theta)l(x|\theta) \quad (32)$$

donde  $\theta$  es un vector de parámetros p-dimensional,  $p(\theta|x)$  es la probabilidad a posteriori,  $p(\theta)$  es la distribución a priori conjunta para los p parámetros y  $l(x|\theta)$  son las funciones de verosimilitud de los datos. Esto es equivalente a minimizar la siguiente expresión:

$$-\ln p(\theta/x) \propto \sum_{d=1}^D \ln(L(x/\theta))_d + \sum_{p=1}^P \ln(p(\theta_p)) \quad (33)$$

donde  $p(\theta/x)$  es la distribución de probabilidad conjunta a posteriori de los parámetros dados los datos  $p(\theta_p)$  es la distribución a priori del p-ésimo parámetro, y  $\ln(L(x/\theta))_d$  son las funciones de log-verosimilitud de las piezas de información (probabilidad conjunta de los datos dados los parámetros).

La segunda etapa consiste en la estimación de la distribución a posteriori conjunta de los parámetros, la cual es aproximada a través de MCMC (Markov Chain Monte Carlo), utilizando el algoritmo Metropolis-Hastings (Random-walk Metropolis) y una función de salto normal multivariada con media y matriz de varianza-covarianza estimadas en la etapa anterior (MAP). Para mayores detalles del algoritmo ver Ntzoufras (2009);

El modelo de la dinámica poblacional es programado en Matlab 6.5 (Mathworks, 2002) y en ADMB (Fournier *et al.*, 2012).

### 5.1.5 Actualización del modelo de evaluación de stock

El modelo de evaluación de stock es esencialmente el mismo utilizado por Montenegro *et al.* (2013). Las diferencias consisten en que en la presente evaluación de stock se utilizan distribuciones a priori no informativas tanto para los parámetros de los patrones de explotación como para los parámetros de la relación stock-recluta, los cuales en el modelo anterior contaban con distribuciones a priori informativas. Además de esto, para la verosimilitud lognormal de la biomasa de los cruceros se utilizó un CV de un 5%, en tanto que el año anterior era de un 7.5%. Este cambio fue realizado con el propósito de dar una mayor importancia a esta pieza de información en el modelo de evaluación.



## 5.2 Incertidumbre y análisis de sensibilidad

En el contexto de la presente evaluación de stock se consideran explícitamente dos fuentes de incertidumbre: de observación y de estimación. La incertidumbre de observación, que da cuenta del error de medición y de muestreo, es incorporada a través de las funciones de verosimilitud de cada una de las series de datos utilizadas en el modelo de evaluación de stock. La incertidumbre de estimación por su parte, está asociada al proceso de estimación de parámetros y estados no observables. Esta incertidumbre es abordada con el enfoque bayesiano, el cual permite obtener intervalos de credibilidad para todos los parámetros estimados en el modelo, en conjunto con las variables de estado del stock.

## 5.3 Marco biológico de referencia

En el contexto de la nueva Ley de Pesca, se propone elaborar de un marco biológico de referencia, en particular hacia la determinación de PBRs referidos al rendimiento máximo sostenido (RMS), específicos para esta especie. Entenderemos como RMS, al mayor nivel de capturas que puede ser tomado de un stock, de manera continuada en el tiempo bajo condiciones ambientales, biológicas y de reclutamientos constantes. Aunque esto último es difícil de sostener, el concepto sigue siendo empleado como referente para definir criterios objetivos y límites de conservación. Para ello, se ha seguido la estrategia de definir niveles o “tiers” de calidad de datos e información que permiten el procedimiento de cálculo de los PBR. En Chile, si bien se han desarrollado algunos avances, aún no se ha definido formalmente este sistema. En forma paralela a este proyecto, IFOP está desarrollando un estudio sobre PBRs y marco biológico de referencia específicos para cada recurso (**Anexo I**). De acuerdo con la clasificación del estándar de información de camarón nailon, se definen los PBR proxies, que serán usados para definir el estatus, de acuerdo con la siguiente tabla (Canales *et al.*, 2013):

**Tabla 6.** Puntos de Referencia objetivo y límites por recurso para definir su estado y criterio de explotación.

	BDo (*)	Proporción de BDo				Mortalidad por pesca (F)	
		Límite sub-explotación	Objetivo	Límite sobre-explotación	Límite colapso	Objetivo	RMS
Langostino amarillo	1	45%	40%	35%	20%	F40%BDo	3
Langostino colorado	1	45%	40%	35%	20%	F40%BDo	3
Camarón nailon	1	45%	40%	35%	20%	F40%BDo	3

(\*) BDo:biomasa desovante virginal (1) Dinámico: razón potencial reproductivo para cada año; (2) De equilibrio: puede considerar relación S/R,h y R0;

(\*\*) RMS: (3) proxy; (4) calculado

Así, se ha definido como objetivo el 40%BDo, en tanto que el área que define al cercanía al RMS (plena explotación) está contenida entre el 35%BDo y 45%BDo, entendiéndose que por sobre ella se encuentra la zona de sub-explotación y bajo ella la de sobre-explotación. En este sentido, se estimaron los PBRs utilizando dos aproximaciones:



(1) Utilizando un modelo de biomasa desovante y rendimiento por recluta

(2) A través de un modelo producción estructurado en edades, en el cual se utilizan los modelos de biomasa desovante y rendimiento por recluta en conjunto una relación stock-recluta, los cuales permiten estimar los rendimientos y biomasa desovantes de equilibrio.

En la sección resultados se presentan las estimaciones de los PBRs de camarón nailon para ambas aproximaciones, según zona de pesca.

### 5.3.1 Análisis de producción y reducción del potencial reproductivo

Complementariamente a los análisis de PBR, se realiza el análisis de producción del stock, el cual se basa en las siguientes ecuaciones de balance de biomasa:

$$PT_{t_0-t_1} = \Delta B_{t_0-t_1} + Br_{t_0} + Y_{t_0} + DM_{t_0} \quad (34)$$

donde  $PT_{t_0-t_1}$  es la producción total en biomasa del año  $t_0$ ,  $\Delta B_{t_0-t_1}$  es el diferencial en biomasa dado por el crecimiento somático de los individuos entre  $t_0$  y  $t_1$ ,  $Br_{t_0}$  es la biomasa de reclutas en el año  $t_0$ ,  $Y_{t_0}$  es el desembarque del año  $t_0$  y  $DM_{t_0}$  corresponde a la biomasa perdida por causas naturales. A partir de esta expresión, podemos obtener la producción neta (PN) que se define de la forma:

$$PN_{t_0-t_1} = \Delta B_{t_0-t_1} + Br_{t_0} \equiv PT_{t_0-t_1} - Y_{t_0} - DM_{t_0} \quad (35)$$

Es decir, la producción neta corresponde a la producción del stock debida al crecimiento somático y los reclutas. De esta forma los excedentes (EP) pueden estimarse a través de:

$$EP_{t_0-t_1} = \Delta B_{t_0-t_1} + Br_{t_0} + Y_{t_0} \quad (36)$$

En otras palabras los excedentes productivos corresponden a la producción neta del stock más los desembarques.

Además, se estima la reducción del potencial reproductivo (RPR) como el cociente entre la biomasa desovante con mortalidad por pesca y natural y la biomasa desovante que habría existido aplicando solamente mortalidad natural. De esta forma la estimación del RPR puede expresarse de la siguiente forma:

$$RPR_t = \frac{\sum_{a=1}^A \phi_a N_{t,a,h} W_{a,h}}{\sum_{a=1}^A \phi_a \tilde{N}_{t,a,h} W_{a,h}} \quad (37)$$



donde  $\phi_a$  es la proporción de hembras maduras a la edad,  $w_{a,h}$  es el peso medio a la edad de hembras,  $N_{t,a,h}$  es la abundancia estimada de hembras en el año t y edad a, siguiendo la ecuación (1) y  $\tilde{N}_{t,a,h}$  es la abundancia estimada de hembras sin mortalidad por pesca, es decir:

$$\tilde{N}_{t+1,a,h} = \begin{cases} 0.5R_{t+1} & a = 1 \\ N_{t,a-1,h}e^{-M} & 1 < a < A \\ N_{t,a-1,h}e^{-M} + N_{t,a,h}e^{-M} & a = A \end{cases} \quad (38)$$

#### 5.4 Análisis estrategias de explotación, riesgo y CBA

Con objeto de proporcionar los antecedentes técnicos para evaluar y estimar posibles valores de Captura Biológicamente Aceptable (CBA) para el año 2014, se realiza una proyección de largo plazo del stock (2014-2023). Para esto, se debe realizar un supuesto respecto de como serán los reclutamientos en el período de proyección. Además, se debe determinar cuales serán las tasas de explotación, capturas o niveles de mortalidad por pesca a simular sobre el stock en el período de proyección, en conjunto con el horizonte de proyección.

El horizonte de modelación fue de 10 años, de forma tal de permitir no sólo una visión de corto y mediano plazo de las consecuencias de diferentes estrategias de explotación, sino que también conocer el impacto en las tendencias de largo plazo del stock. Así, para el período de proyección, la ecuación que gobierna la dinámica de la población es la misma que la utilizada en el período de modelación, en tanto que los niveles de reclutamiento fueron fijados en el reclutamiento medio estimado para el período de modelamiento del stock.

Las estrategias de explotación a evaluar corresponden a tasas de explotación constantes, utilizando los siguientes escenarios:

- $u=0$  (sin explotación)
- $u=usq$  (tasa de explotación igual a la del último año de modelamiento)
- $u=urms$  (tasa de explotación a la que se alcanza el RMS, obtenido a través del modelo de producción estructurado en edades)

Además, se realiza un análisis de riesgo de exceder las tasas de explotación en conjunto con un análisis de escenarios (estados de la naturaleza) respecto del valor de la biomasa directa que se obtendrá a partir del crucero de investigación del año 2013. Un ejemplo de este enfoque se puede encontrar en McAllister y Kirkwood (1998).



## 6. RESULTADOS

En el presente capítulo se reportan los resultados de la evaluación indirecta del stock de camarón nailon, separado por zonas de pesca: centro-norte (II a IV Región) y centro-sur (V a VIII Región). La presentación de resultados incluye el análisis del nivel de ajuste del modelo a la información de entrada (desembarques, biomasa vulnerable a los cruceros, cpue y estructuras de tallas de las capturas), en conjunto con las estimaciones de las trayectorias de los niveles de abundancia, biomasa total, vulnerable, reclutas y desovante del recurso, además de los niveles de mortalidad por pesca, las tasas de explotación asociadas y un análisis de producción, resultados que en conjunto con los puntos biológicos de referencia permiten determinar el diagnóstico y estatus del recurso. Además se presentan los resultados del análisis de estrategias de explotación sobre las proyecciones del stock en el mediano plazo y las recomendaciones de máxima captura biológicamente aceptable (CBA) para el año 2014.

Hasta la evaluación indirecta del stock realizada el año 2011 (Montenegro *et al.*, 2012), se utilizó una serie de datos desde 1993 al 2011. Así, se utilizaban los datos que hasta la fecha era posible de obtener separadamente por área de pesca, lo que era factible a partir del año 1993, en particular la información relativa a las estructuras de tallas. Sin embargo, dentro del contexto del presente proyecto y siguiendo los acuerdos alcanzados en el marco de las reuniones bipartitas entre la Subsecretaría de Pesca e IFOP y las del Comité Científico Crustáceos, se realizó la actividad de obtener el máximo de información para ambas zonas de pesca. Así, a partir de la última evaluación de stock (Montenegro *et al.*, 2013) se logró obtener cifras de desembarques y cpue separadas por zona de pesca, desde el año 1978 al 2012, en tanto que las estructuras de tallas fue posible extender la serie en la zona centro-norte desde 1984-2012 y desde 1978-2012 para la zona centro-sur. En este contexto, en el presente reporte se extendieron dichas series temporales, incluyendo los datos actualizados hasta el primer semestre del año 2013.

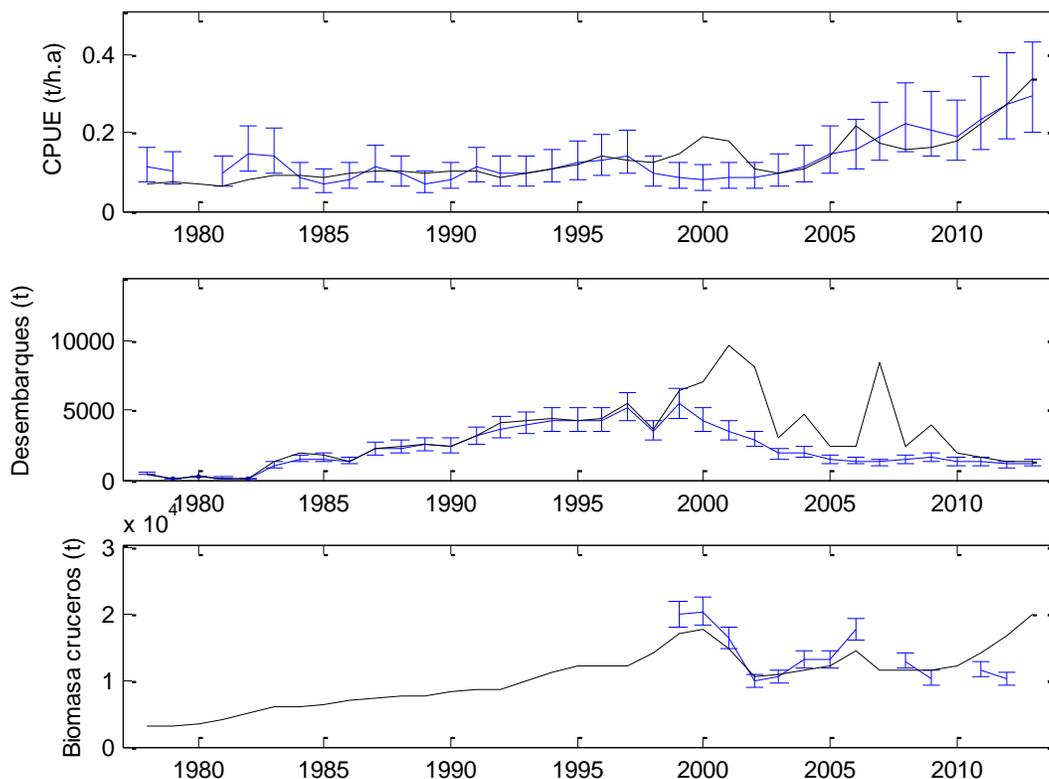
### 6.1 Evaluación de stock

#### 6.1.1 Zona centro-norte (II a IV Región)

##### a) Ajuste del modelo

El ajuste del modelo de evaluación edad-estructurado es en general satisfactorio para la serie de datos de captura por unidad de esfuerzo estandarizada, a excepción de los años 1998 a 2000 donde los datos presentan menores valores que los estimados a partir de la distribución posterior predictiva (**Figura 16**). Para el caso de los desembarques, el modelo tiene un buen ajuste entre los años 1978 y 1999, en tanto que para el período 2000 al 2009 el modelo estima mayores volúmenes capturados, lo que en parte explicaría la posterior declinación de los estimados de biomasa vulnerable a los cruceros. Posteriormente al año 2009, el modelo vuelve a presentar un buen nivel de ajuste, como el observado en la primera parte de la serie de datos. Por su parte, las biomاسas estimadas por los

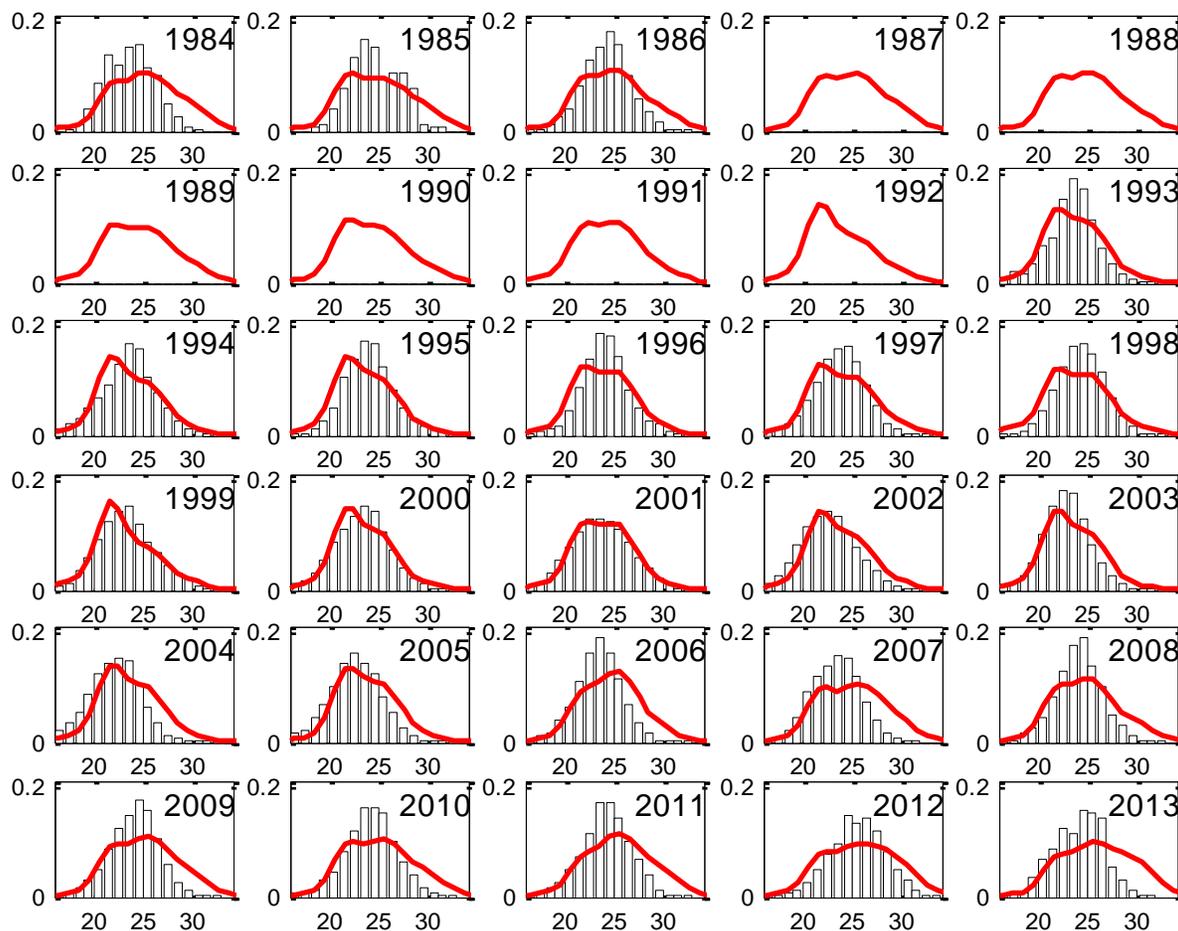
cruceros de evaluación directa son en general bien reproducidas por el modelo. En particular, el modelo reproduce apropiadamente las estimaciones entre el año 1999 y 2011, en tanto que solo presenta una divergencia de importancia en el último año, cuando el modelo estima una tendencia creciente, mientras los datos del crucero de evaluación directa estima una tendencia decreciente (**Figura 16**).



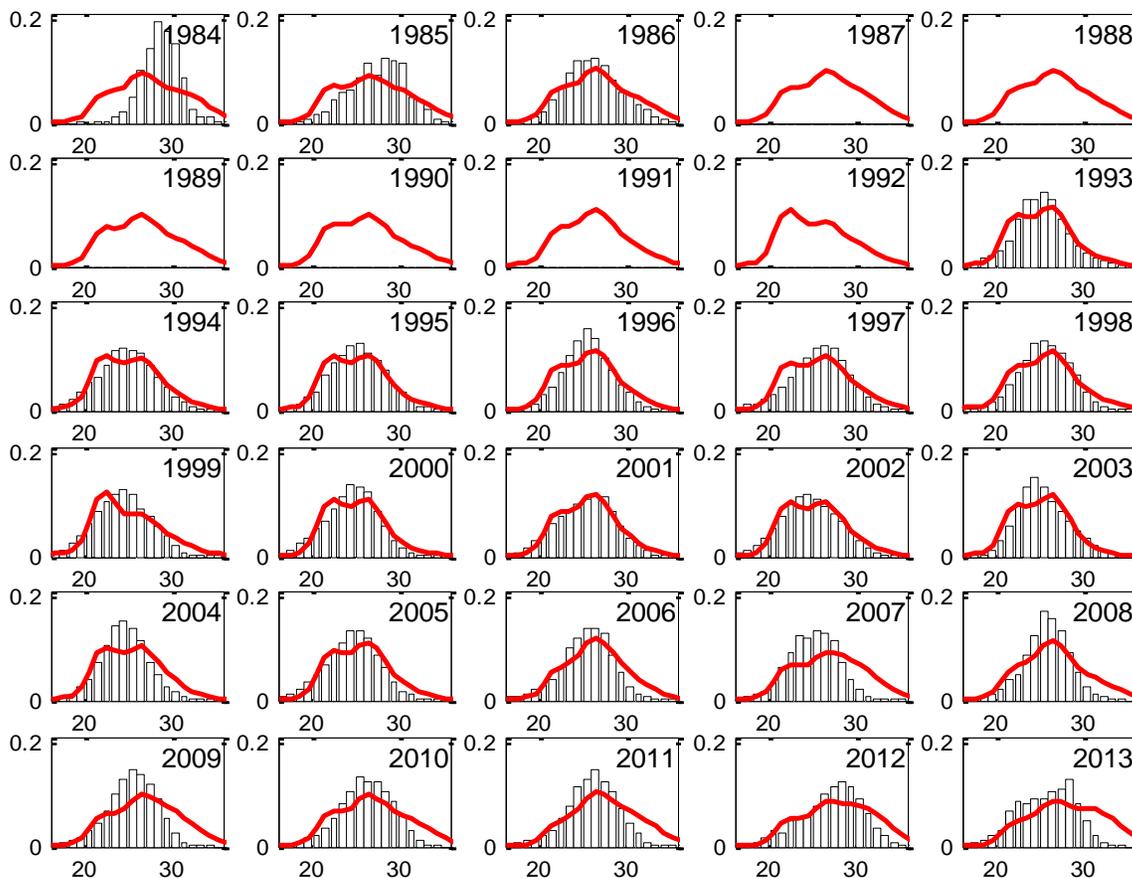
**Figura 16.** Ajustes del modelo a la información de CPUE, desembarques y biomasa directa. La línea azul corresponde a la información de entrada al modelo, junto con sus percentiles del 2.5%, 50% y 97.5%, en tanto que la línea negra sólida muestra el valor de la media de la distribución posterior predictiva. Camarón nailon II a IV Región, 1978 a 2013.

Se incorporó los datos de estructuras de tallas de las capturas de los años 1984-1986, además de las estructuras del período más reciente (1993-2013). El modelo predice adecuadamente las estructuras de tallas de la pesca comercial de machos entre los años 1993 y 2003, en tanto que para el período 2004 en adelante, el modelo predice estructuras con una importante proporción de ejemplares sobre los 26 mm de longitud cefalotorácica (LC), lo que no se presenta en las composiciones de tallas observadas (**Figura 17**). Para el caso de las composiciones de tamaños de la pesca comercial de hembras, el ajuste del modelo es mejor que en el caso de los machos, presentándose una situación similar a la descrita para machos para el período 2007 en adelante,

cuando el modelo predice una importante proporción de ejemplares de más de 27 mm de LC, situación que probablemente se deba a cambios en la vulnerabilidad del recurso en dichos años (Figura 18).

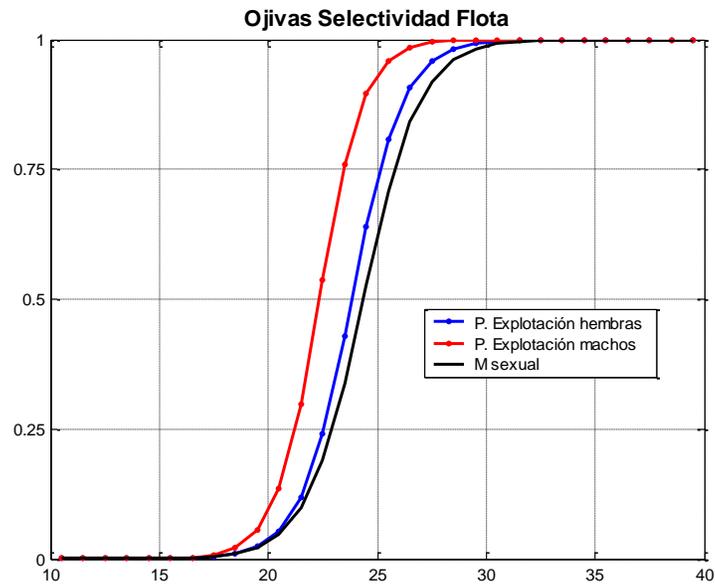


**Figura 17.** Estructura de tallas de **machos** de camarón nailon para la zona centro-norte (longitud cefalotorácica en mm). En barras se muestran las estructuras de tamaños estimadas por el monitoreo de la pesquería y en líneas se presentan las obtenidas del modelo de evaluación de stock.

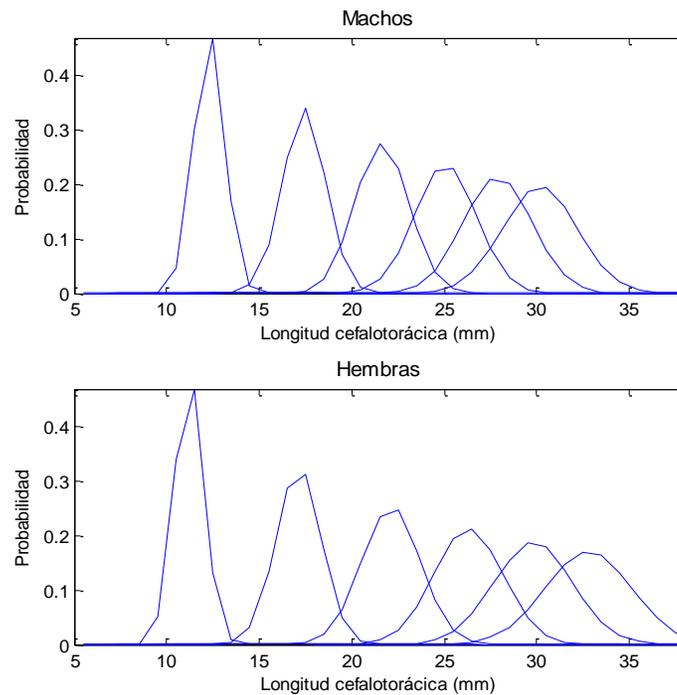


**Figura 18.** Estructura de tallas de **hembras** de camarón nailon para la zona centro-norte (longitud cefalotorácica en mm). En barras se muestran las estructuras de tamaños estimadas por el monitoreo de la pesquería y en líneas se presentan las obtenidas del modelo de evaluación de stock.

En la **Figura 19** se presentan los patrones de vulnerabilidad del recurso a la actividad de la flota comercial, destacándose que tanto la talla al 50% de vulnerabilidad de machos como de hembras se encuentra bajo la talla al 50% de madurez sexual, la cual se encuentra en torno a los 24.3 mm de longitud cefalotorácica (LC). Además, la talla al 50% de vulnerabilidad de las hembras es superior a la de machos, con 24 y 22 mm de LC, respectivamente. El modelo utilizado considera la dinámica en edades del recurso, con 6 grupos de edad en las capturas (grupo II a VII+). Las tallas medias a la edad son estimadas a partir de los parámetros de crecimiento reportados por Roa y Ernst (1996), estimándose en el modelo, el coeficiente de variación de la talla media a la edad. Con esta información se elabora la clave edad-talla, la cual permite transformar la estructura de edades del stock en las estructuras de tallas. En la **Figura 20** se presentan los grupos de edad considerados con sus respectivas densidades de probabilidad. El primer grupo de edad tiene una talla media en torno a los 12.3 mm de LC, en tanto que el último grupo presenta una talla media de 30.2 mm de LC.



**Figura 19.** Ojivas de selectividad a la talla sexo-específicas para la flota comercial de camarón nailon en la zona centro-norte junto a la ojiva de madurez sexual.

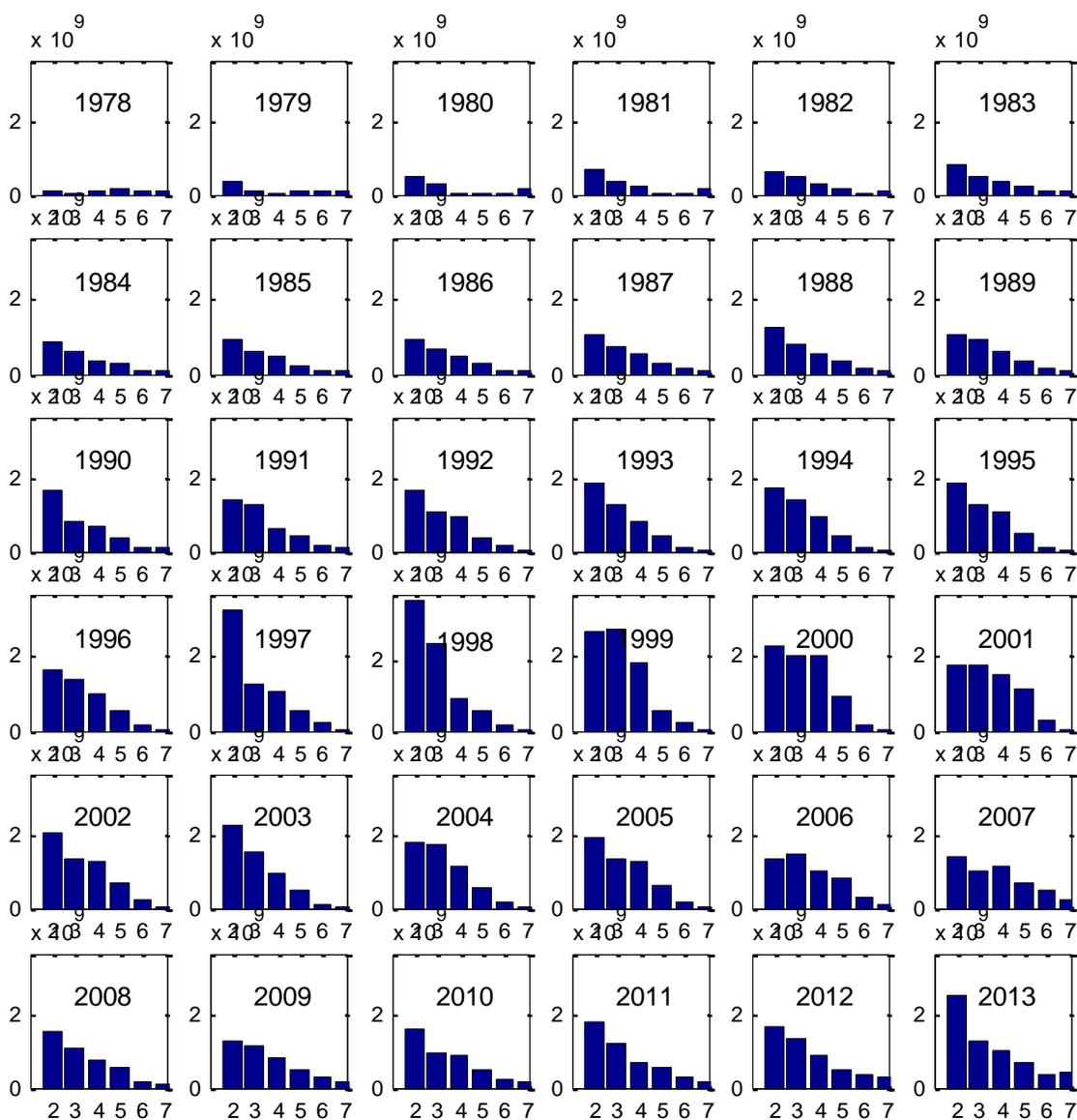


**Figura 20.** Densidad de probabilidad de la talla, según grupo de edad (II a VII+), estimadas a partir de los parámetros de crecimiento de camarón nailon, sexo-específicos, zona centro-norte.

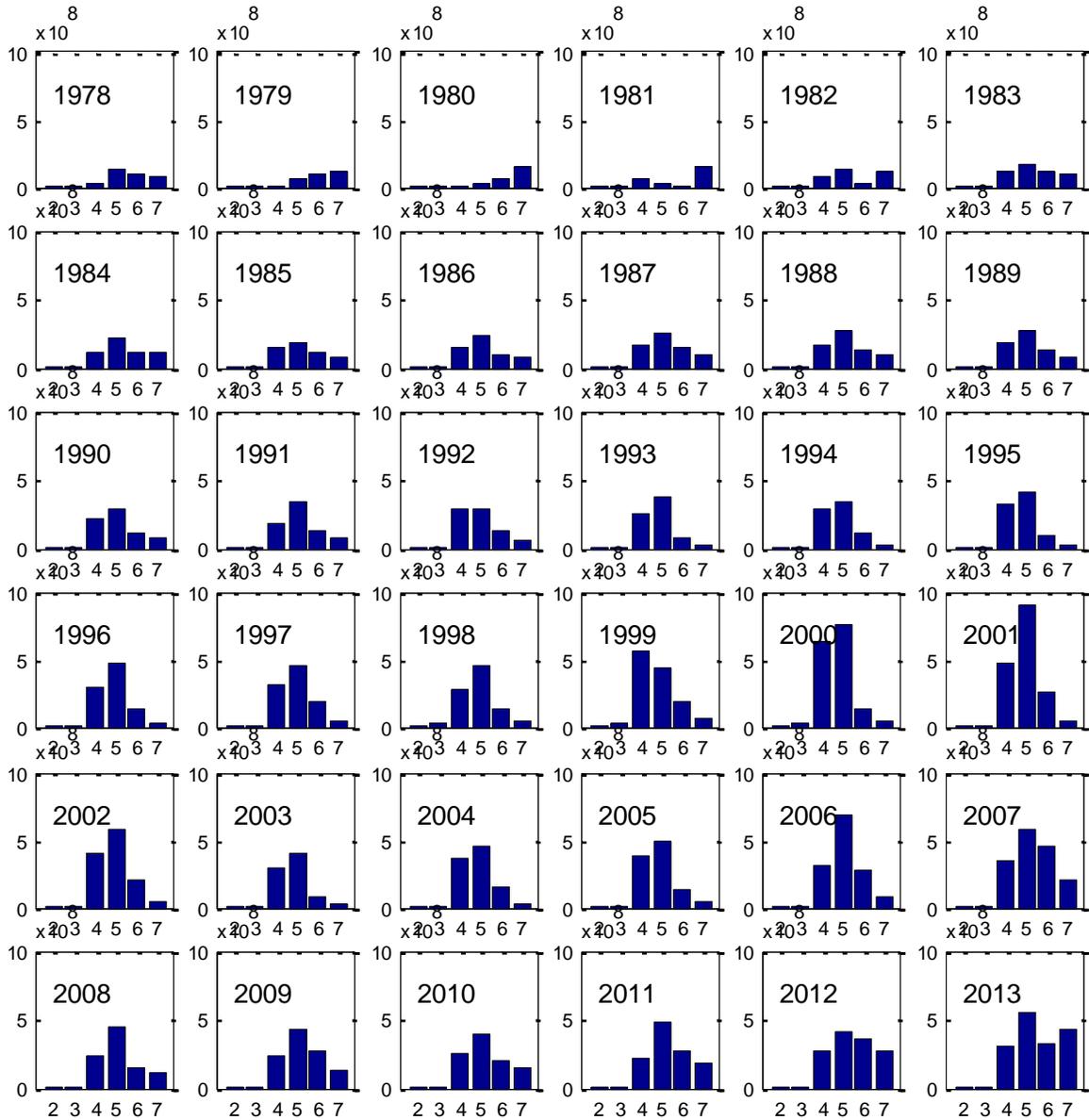


## b) Estimaciones de abundancia y biomasa

La abundancia total estimada por grupo de edad para camar3n nailon en la zona centro-norte, muestra que a fines de la d3cada del setenta, los niveles poblacionales en dicha 3rea eran reducidos, con una estructura etaria que comienza a estabilizarse a mediados de los ochenta (**Figura 21**). Por su parte, la abundancia vulnerable por grupo de edad, muestra que dado el patr3n de explotaci3n, los ejemplares de los grupos de edad 2 y 3 se encuentran escasamente representados, siendo los individuos de los grupos de edad 4, 5 y 6 los que conforman la mayor proporci3n del stock vulnerable. (**Figura 22**).



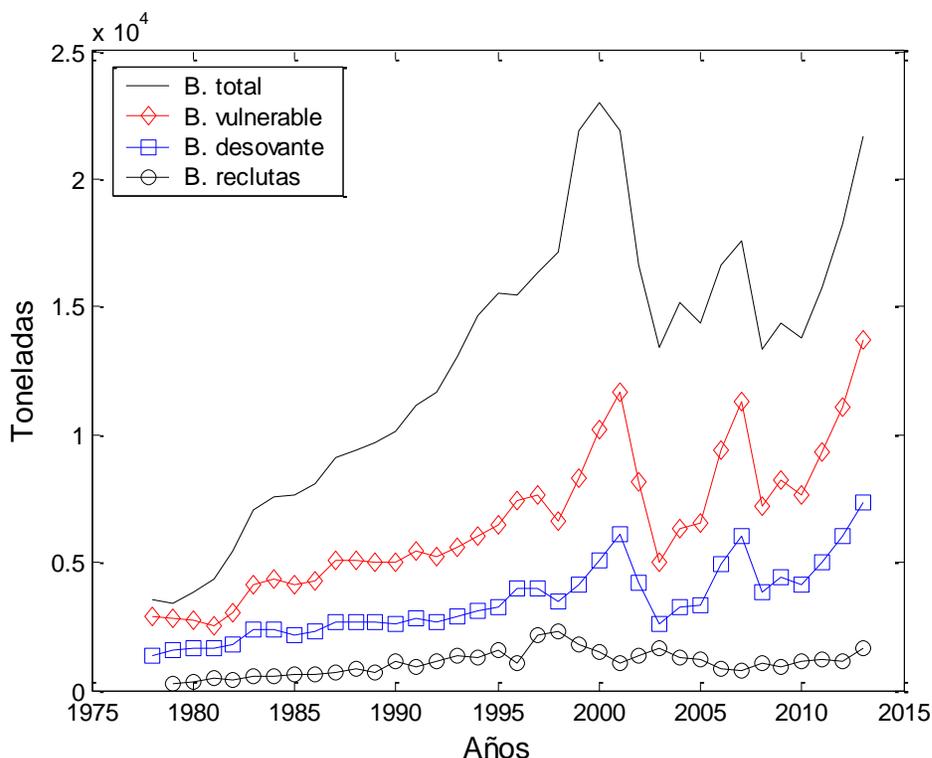
**Figura 21.** Abundancia total de camar3n nailon estimada por el modelo, zona centro-norte, 1978 – 2013.



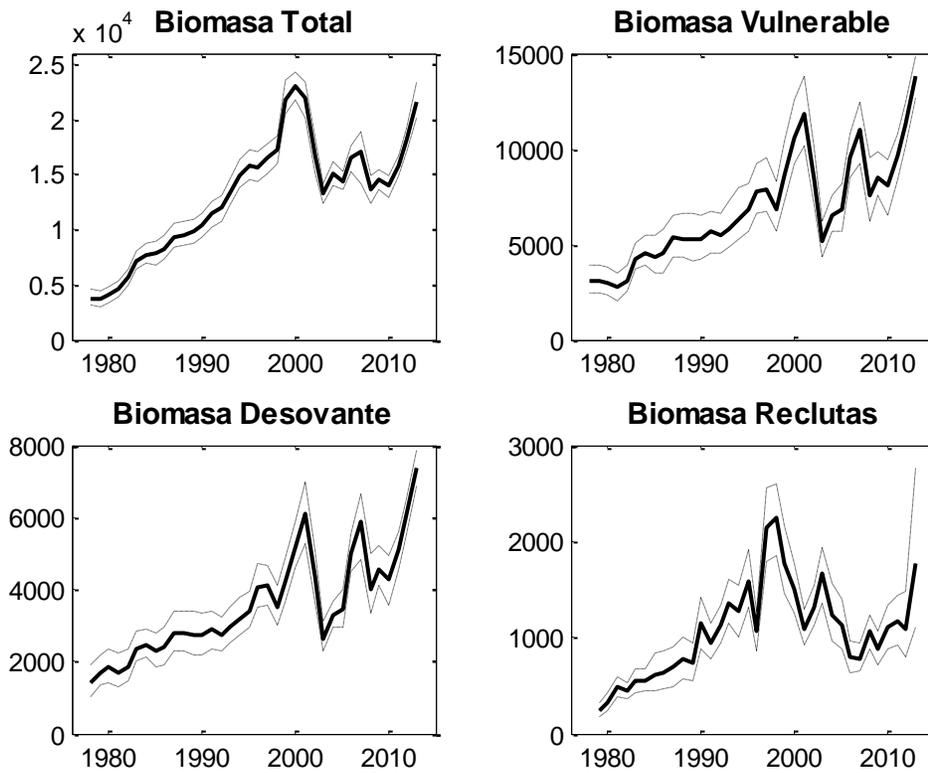
**Figura 22.** Abundancia vulnerable de camar3n nailon estimada por el modelo, zona centro-norte, 1978 – 2013.

La trayectoria de las estimaciones de biomasa total, vulnerable, desovante y de reclutas muestra una evidente tendencia creciente entre fines de los setenta y el año 2000, cuando se alcanzan niveles de biomasa total en torno a las 22 mil toneladas. En el año 1979 se registran los más bajos niveles poblacionales, con una biomasa total estimada en torno a las 4 mil toneladas. Posteriormente al año 2000 se presenta una tendencia decreciente de la biomasa, llegando al año 2003 con una biomasa total de 13 mil toneladas. Posteriormente a dicho año, se registra una nueva tendencia creciente en los niveles poblacionales, hasta el último año de la serie temporal considerada. Así, para el último año de la serie (2013), el modelo edad-estructurado estimó una biomasa total de camarón nailon para la zona centro-norte de entre 20 y 23 mil toneladas, entre 13 y 15 mil toneladas de biomasa vulnerable a la actividad comercial y entre 7 y 8 mil toneladas de biomasa desovante (**Figura 23 y 24, Tabla 6**).

Las proyecciones para inicios del año 2014 señalan que la biomasa total se encontrará entre 22 y 28 mil toneladas, la biomasa vulnerable entre 15 y 18 mil toneladas y la biomasa desovante entre 8 y 9 mil toneladas (para mayor detalle de las proyecciones ver capítulo Análisis de estrategias de explotación y CBA).



**Figura 23.** Biomasa total, biomasa vulnerable, biomasa desovante y biomasa de reclutas de camarón nailon estimadas por el modelo (toneladas), zona centro-norte (moda de la distribución posterior).



**Figura 24.** Variaci3n temporal de la biomasa total, vulnerable, desovante y de reclutas (t) de camar3n nailon en la zona centro-norte, estimadas en el modelo edad-estructurado. Intervalos de credibilidad del 95%.



**Tabla 6.** Biomosas total, vulnerable y desovante (t) de camarón nailon para la zona centro-norte. Se presentan los intervalos de credibilidad del 95%.

Año	Biomasa total			Biomasa Vulnerable			Biomasa desovante		
	Lím. inferior	Mediana	Lím. superior	Lím. inferior	Mediana	Lím. superior	Lím. inferior	Mediana	Lím. superior
1978	3078	3733	4611	2403	3048	3892	1026	1415	1929
1979	2936	3645	4490	2462	3091	3942	1358	1701	2187
1980	3334	4022	4849	2332	2990	3830	1432	1839	2351
1981	3920	4559	5340	2064	2717	3505	1283	1704	2210
1982	4965	5604	6406	2513	3118	3881	1438	1823	2326
1983	6476	7216	8120	3656	4254	5066	2007	2362	2822
1984	6895	7736	8781	3898	4557	5517	2119	2454	2901
1985	6830	7840	8927	3447	4371	5467	1866	2306	2788
1986	7317	8285	9412	3531	4570	5788	1888	2394	2958
1987	8352	9334	10513	4317	5324	6544	2290	2798	3375
1988	8648	9537	10758	4325	5278	6573	2298	2759	3372
1989	8772	9781	10952	4139	5232	6614	2189	2726	3403
1990	9329	10399	11448	4218	5296	6515	2196	2727	3337
1991	10285	11399	12522	4517	5637	6689	2359	2919	3409
1992	10733	11922	13176	4491	5435	6628	2283	2718	3254
1993	12125	13244	14553	4857	5829	7236	2535	2965	3480
1994	13731	14876	16314	5299	6309	7946	2720	3170	3781
1995	14553	15765	17170	5710	6801	8171	2928	3376	3922
1996	14304	15656	16990	6580	7753	9270	3525	4061	4691
1997	15106	16482	17837	6759	7907	9479	3558	4096	4681
1998	15912	17263	18591	5717	6812	8299	3013	3525	4124
1999	20434	21831	23545	7286	8603	10327	3684	4212	4901
2000	21699	22994	24352	9172	10546	12533	4622	5185	5893
2001	20166	21855	23429	10156	11854	13787	5279	6092	6958
2002	15164	16687	18363	7029	8415	10094	3604	4308	5070
2003	12403	13352	14220	4323	5122	6207	2288	2617	3129
2004	14078	15066	16103	5654	6530	7596	2925	3277	3696
2005	13586	14387	15261	5701	6873	8210	2943	3475	4002
2006	15270	16452	17617	8475	9538	10757	4474	4997	5558
2007	14216	17076	18891	9267	11022	12440	4812	5870	6660
2008	12458	13553	14836	6167	7557	9569	3324	3988	4991
2009	13604	14484	15472	7512	8474	9835	4087	4534	5226
2010	12865	13981	14933	6512	8031	9414	3553	4299	4933
2011	14841	15821	16664	8402	9623	10773	4535	5123	5608
2012	17084	18170	19168	10128	11316	12428	5537	6074	6558
2013	20061	21554	23383	12692	13793	14816	6852	7379	7847

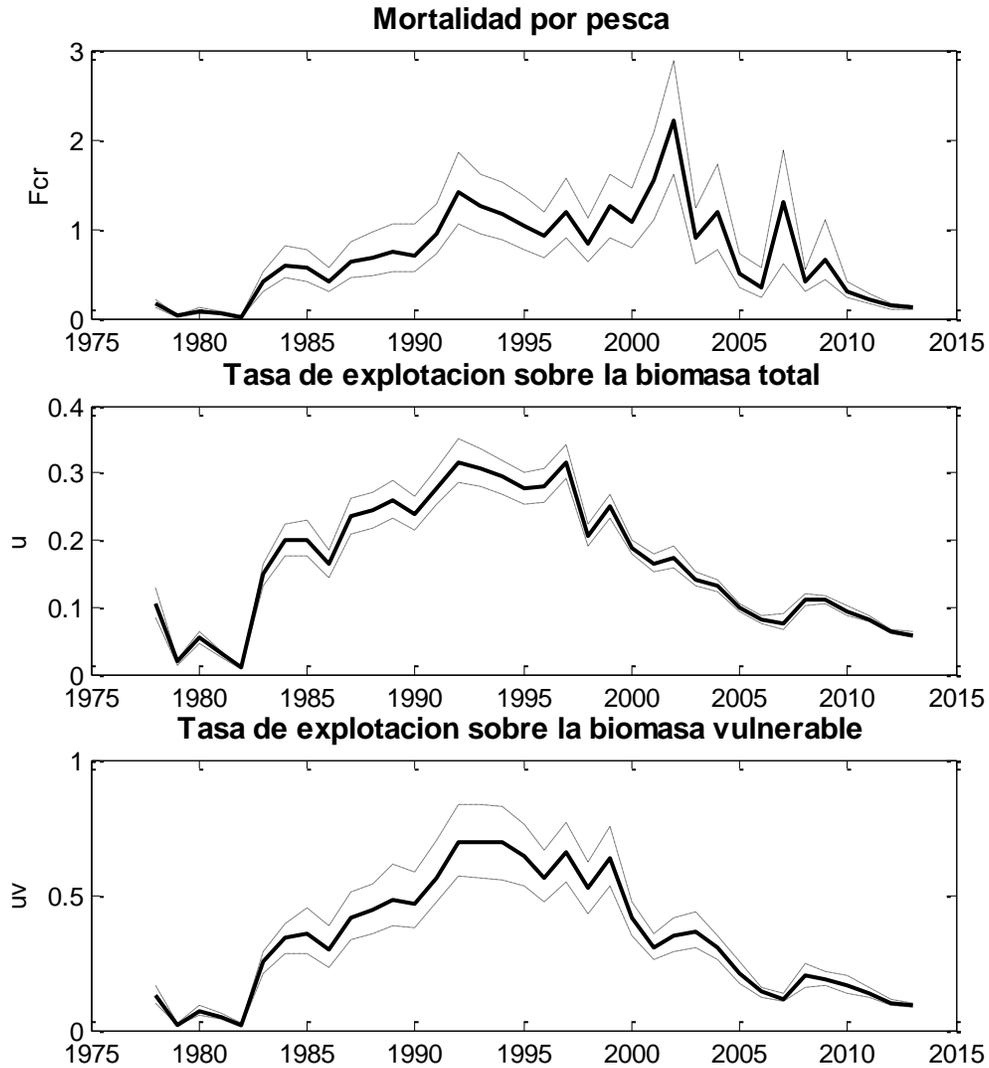


### c) Diagnóstico y estatus del recurso

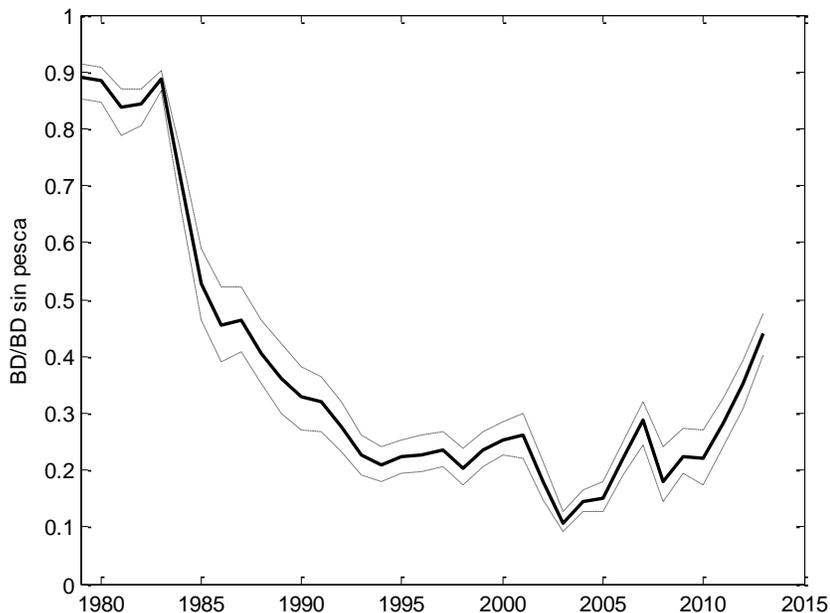
El control de los niveles de captura en los últimos años ha redundado en una importante reducción de la mortalidad por pesca, la cual en los últimos 4 años se ha mantenido por debajo de  $F=0.4$  año<sup>-1</sup>. En este mismo sentido, las tasas de explotación sobre la biomasa total se han mantenido por debajo del 10% y la tasa de explotación sobre la biomasa vulnerable, por debajo del 16%, en el mismo período (**Figura 25**).

Además, se estimó la razón entre la biomasa desovante del stock bajo explotación y en condiciones sin pesca, para el período de modelación. A partir de este indicador, se observa que luego de encontrarse el stock desovante entre los años 2003 y 2005 en niveles por debajo del 15% de la condición que hubiese existido sin pesca, en los últimos años los niveles de reducción del stock reproductivo son cercanos al 40% de la condición sin pesca (**Figura 26**).

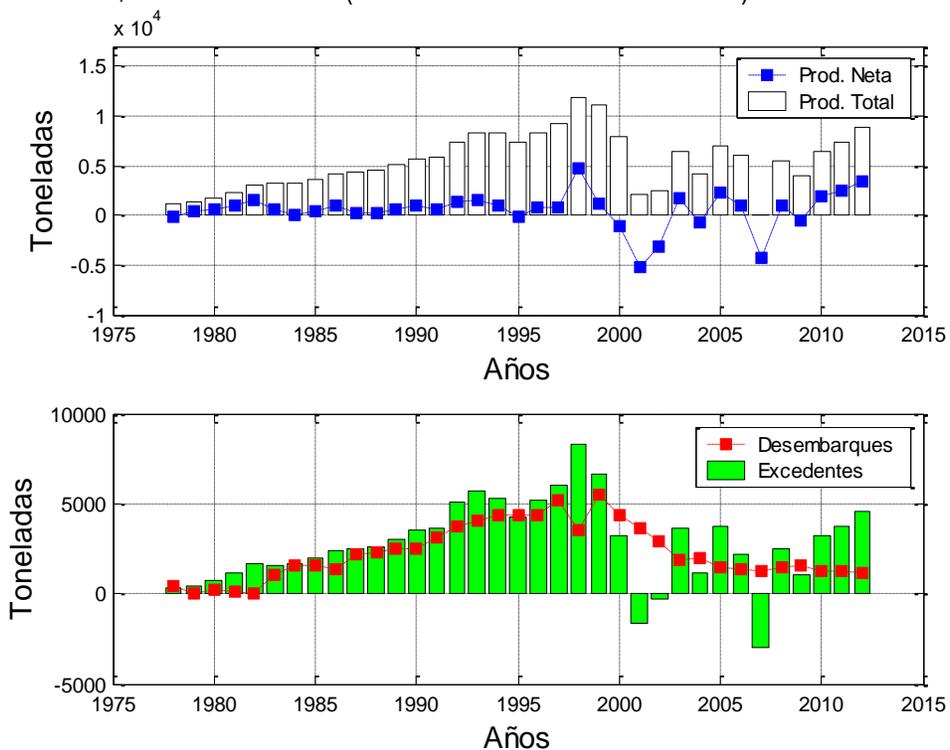
Respecto del análisis de producción, se puede señalar que entre los años 1978 y 1998, la producción total del stock de la zona centro-norte presentó una tendencia creciente, llegando a niveles cercanos a las 10 mil toneladas en este último año. Posteriormente a dicho período, se registró una evidente disminución en los niveles de producción del stock, llegando en los años 2001 y 2002 a registrarse niveles de producción neta negativa (**Figura 27**). Consistentemente con esto, los niveles de excedentes productivos de dicho período fueron inferiores a los niveles de desembarque, situación a partir del año 2008 es revertida, registrándose desembarque inferiores a los excedentes (**Figura 27**).



**Figura 25.** Mortalidad por pesca y tasa de explotaci3n (sobre la biomasa total y la biomasa vulnerable) estimada por el modelo, camar3n nailon zona centro-norte, 1978 – 2013.



**Figura 26.** Raz3n entre la biomasa desovante del stock con y sin pesca, pesquería camar3n nailon, zona centro-norte (intervalos de credibilidad del 95%).



**Figura 27.** Producci3n neta, total, desembarques y excedentes de producci3n en la pesquería de camar3n nailon, zona centro-norte.



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

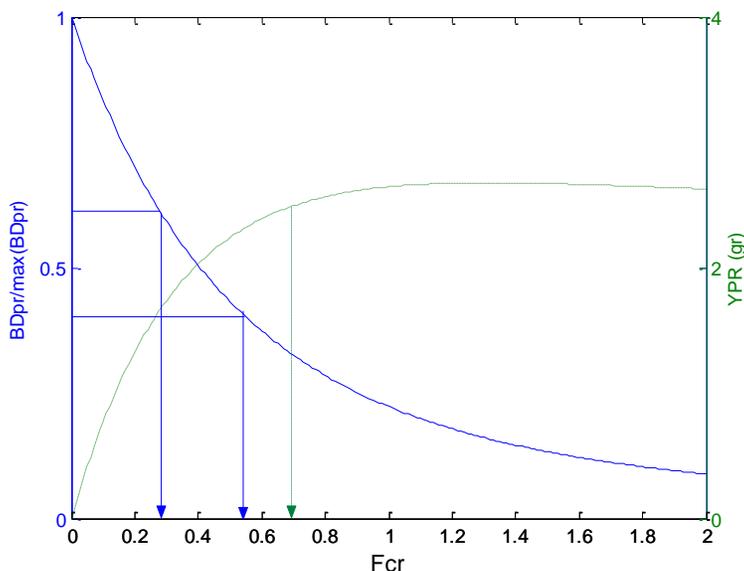
En este contexto, en el Anexo, se presenta el avance en la definición del Marco de Diagnóstico y Puntos Biológicos de Referencia (PBRs) que serán empleados en el año 2013 para el establecimiento del diagnóstico de los recursos pesqueros de Chile, todo esto en el marco del proyecto “Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales año 2014”.

Así, se ha definido como objetivo el 40%BDo, en tanto que el área que define al cercanía al RMS (plena explotación) está contenida en 35%BDo a 45%BDo, entendiéndose que por sobre ella se encuentra la zona de sub-explotación y debajo de ella, la de sobre-explotación. En este sentido, se estimaron los PBRs utilizando dos aproximaciones:

(1) un modelo de biomasa desovante y rendimiento por recluta

(2) a través de un modelo producción estructurado en edades, en el cual se utilizan los modelos de biomasa desovante y rendimiento por recluta en conjunto una relación stock-recluta, los cuales permiten estimar los rendimientos y biomasa desovantes de equilibrio.

Así, para el primer enfoque se estimaron los PBRs  $F_{0.1}$ ,  $F_{40\%}$  y  $F_{60\%}$ , los cuales se presentan en la **Figura 28** con valores de  $F_{0.1}=0.69$ ,  $F_{40\%}=0.55$  y  $F_{60\%}=0.29$  año<sup>-1</sup>.

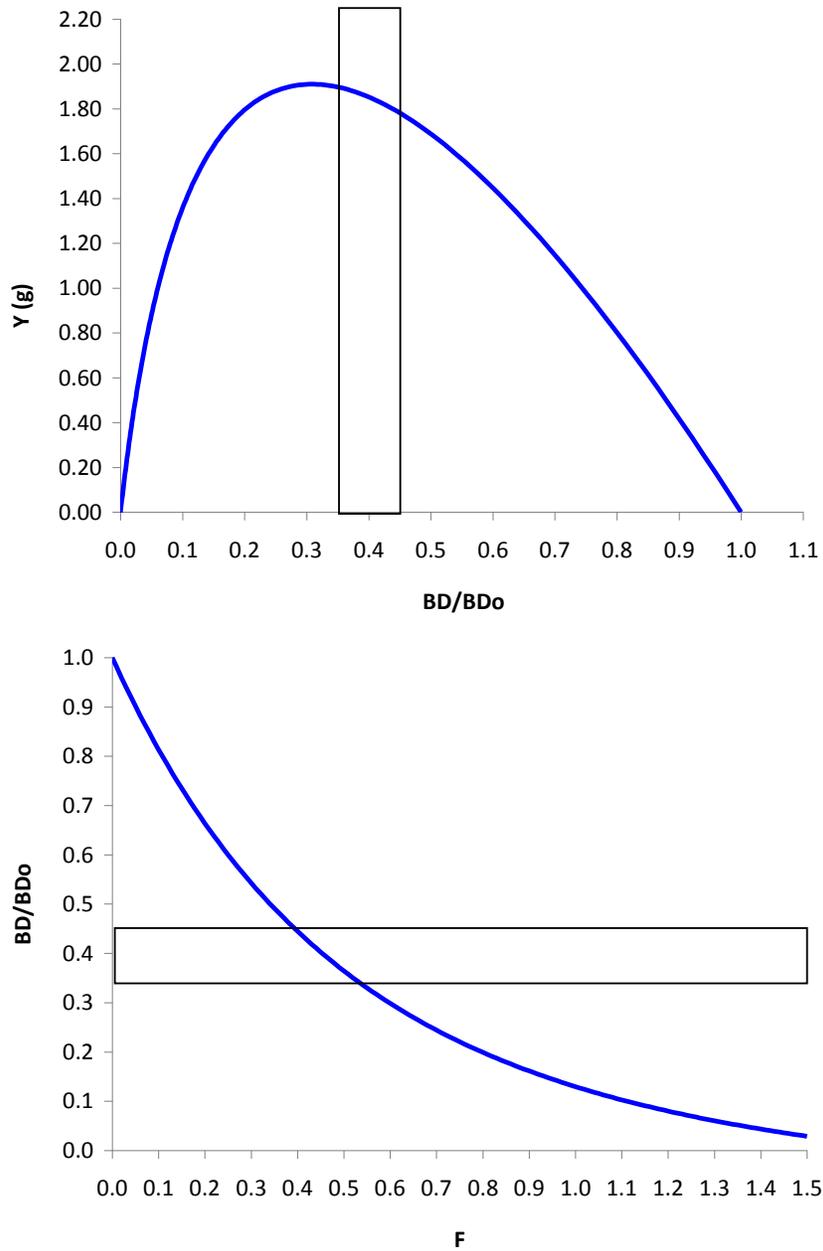


**Figura 28.** Curvas de rendimiento por recluta (YPR) y biomasa desovante por recluta (re-escalada al 100%). Se incluyen además los PBRs  $F_{01}$ ,  $F_{40\%}$  y  $F_{60\%}$ , pesquería camarón nailon, zona centro-norte.

Por otra parte en el modelo de producción estructurado en edades, para encontrar los valores de mortalidad por pesca y tasas de explotación a las cuales se alcanzan los valores objetivos (40%BD<sub>o</sub>), se estimaron las curvas de producción y reducción de la biomasa desovante en equilibrio de camarón nailon para la zona centro norte (**Figura 29**). Así, este análisis indica que el valor objetivo de 40%BD<sub>o</sub> se alcanza con un nivel de mortalidad por pesca de  $0.45 \text{ año}^{-1}$ , correspondiente a una tasa de explotación sobre la biomasa total del 17%, (**Tabla 7**).

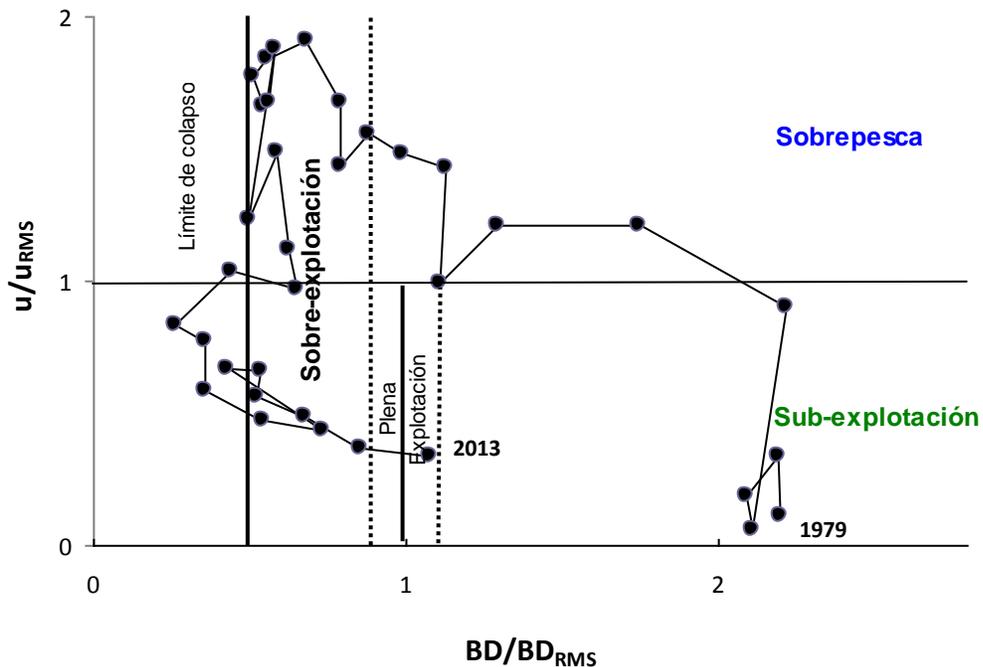
**Tabla 7.** Puntos Biológicos de Referencia relacionados al RMS para camarón nailon, zona centro-norte. Se presentan los PBRs basados en dos aproximaciones: (1) Modelo de biomasa desovante y rendimiento por recluta y (2) Modelo de producción estructurado en edades.

PBR	Modelo	Mortalidad por pesca (F)	Tasa de explotación (u)
40%BD/BD <sub>o</sub>	Biomasa desovante y rendimiento por recluta	0.55	22%
40%BD/BD <sub>o</sub>	Producción estructurado en edades	0.45	17%



**Figura 29.** Curvas de producci3n y reducci3n de la biomasa desovante en equilibrio de camar3n nailon, zona centro norte. Los rect3ngulos representan las 3reas de los puntos biol3gicos l3mites de sobre-explotaci3n y sub-explotaci3n (proporci3n de la BDo entre 35% y 45%).

Considerando que el modelo de producción estructurado en edades provee niveles de explotación a los cuales se alcanza el objetivo, menores a los estimados por el modelo de biomasa desovante y rendimiento por recluta y considerando la necesidad de utilizar un enfoque precautorio, se utilizaron los estimados por el primero para definir el estado de explotación del recurso. Así, a partir de la estimación de las tasas de mortalidad por pesca de los últimos 3 años, las tasas de explotación, los niveles de potencial reproductivo para el mismo período, el análisis de producción del stock y los puntos biológicos de referencia, se concluye que el stock de camarón nailon en la zona centro-norte se encuentra en plena explotación, sin evidencias de sobrepesca ni sobre-explotación. En efecto al analizar el diagrama de fases de explotación u-BD (niveles de reducción de la biomasa desovante virgen y las tasas de explotación) se observa que la relación de reducción de la biomasa virgen y las tasas de explotación ubican al camarón nailon de la zona centro-norte en una condición de plena explotación (**Figura 30**).

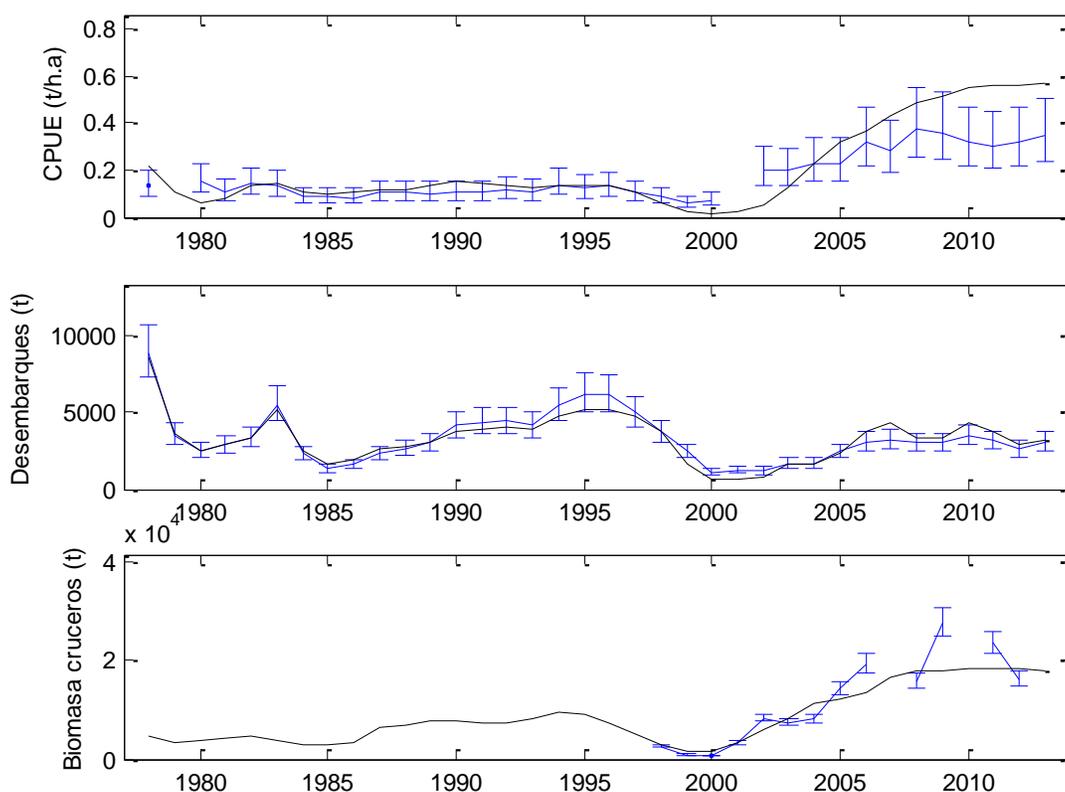


**Figura 30.** Diagrama de fases de explotación ( $BD/BD_{rms}$ - $u/urms$ ) de camarón nailon, zona centro-norte.

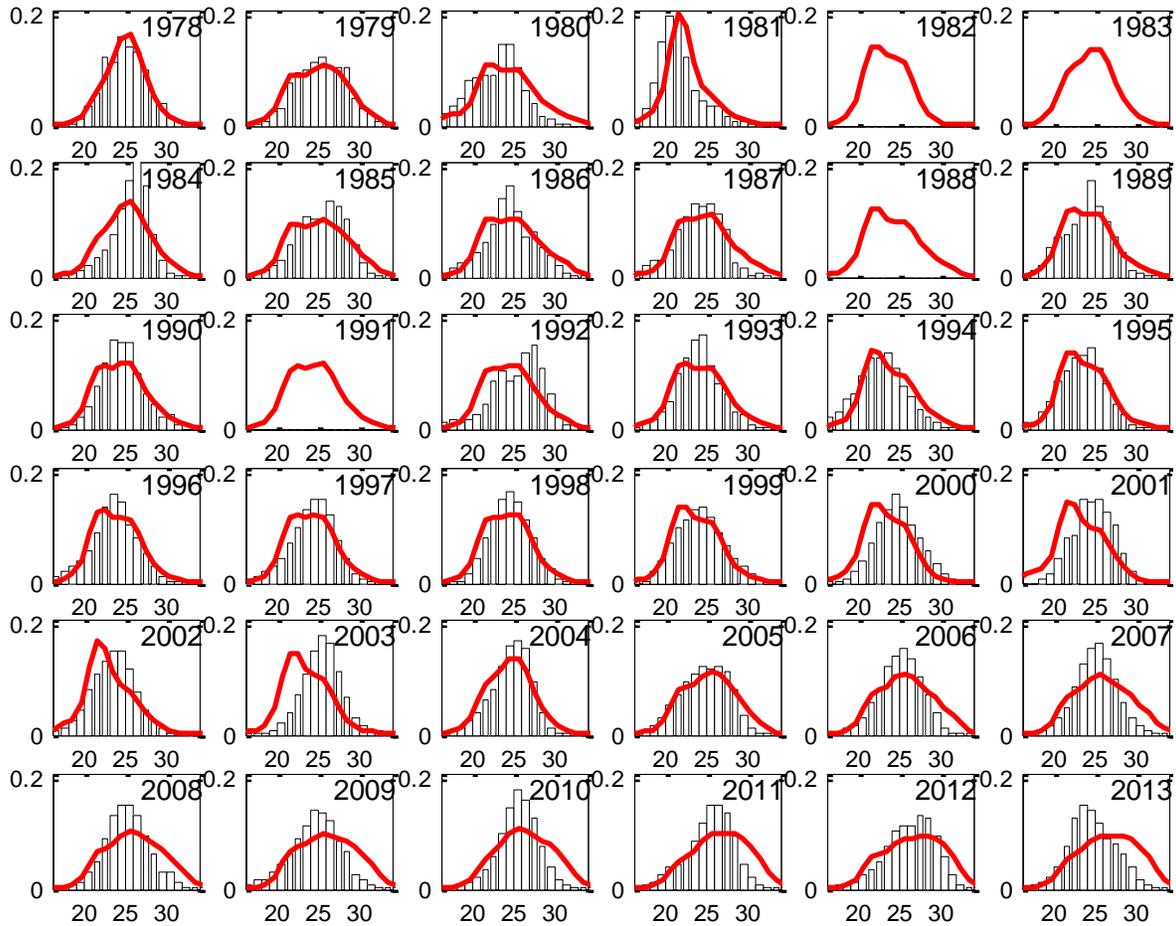
## 6.1.2 Zona centro-sur (V-VIII Región)

### a) Ajuste del modelo

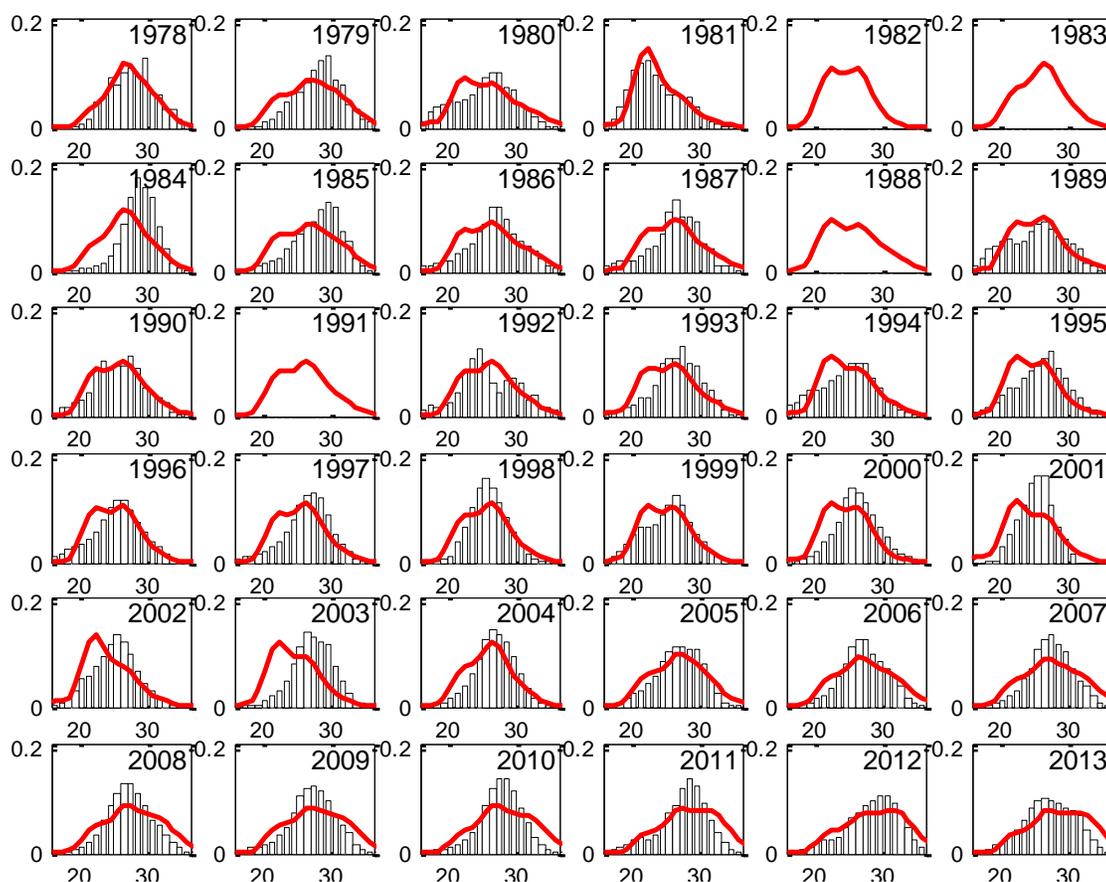
Para la zona centro-sur (V a VIII Región) el nivel de ajuste del modelo a las fuentes de información es en general satisfactorio. Para el caso de la CPUE, en los últimos 4 años el modelo estima valores superiores a los datos de CPUE estandarizada (**Figura 31**). Para el caso de los desembarques, el nivel de ajuste es altamente satisfactorio, en tanto que para las estimaciones de biomasa vulnerable a los cruceros de evaluación directa, el modelo edad-estructurado estima apropiadamente los niveles de efectivos vulnerables al crucero, a excepción de los años 2009 y 2011, cuando los datos de biomasa directa son superiores a las estimaciones del modelo. Respecto de las composiciones de tamaños en las capturas, el modelo predice adecuadamente las estructuras de tallas de la pesca comercial de machos, a excepción de algunos años (**Figura 32**). Para el caso de las composiciones de tamaños de hembras, el nivel de ajuste del modelo también es satisfactorio, siendo destacable el buen nivel de ajuste de las estructuras entre los años 2005 y 2012 (**Figura 33**).



**Figura 31.** Ajustes del modelo a la información de CPUE, desembarques y biomasa directa. La línea azul corresponde a la información de entrada al modelo, junto con sus percentiles del 2.5%, 50% y 97.5%, en tanto que la línea negra sólida muestra el valor de la media de la distribución posterior predictiva. Camarón nailon V a VIII Región, 1978 – 2013.

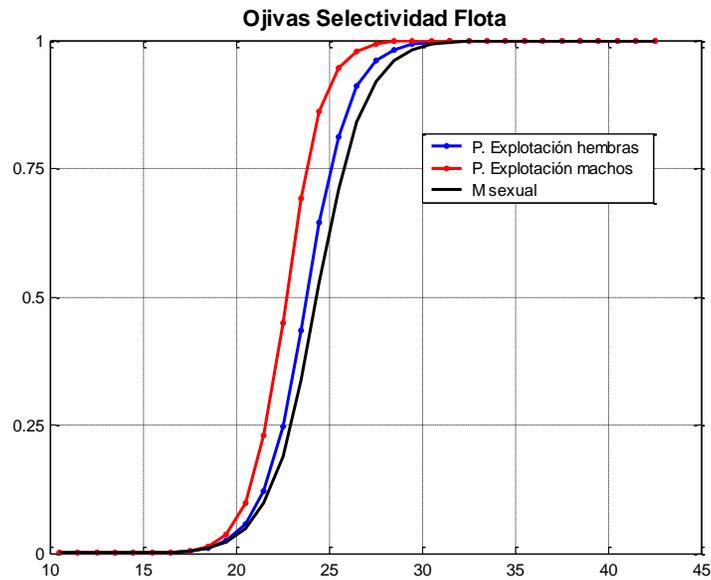


**Figura 32.** Estructuras de tallas de machos de camar3n nailon para la zona centro-sur. En barras se muestran las estructuras de tama1os estimadas por el monitoreo de la pesquer3a y en l3neas se presentan las obtenidas del modelo de evaluaci3n de stock.

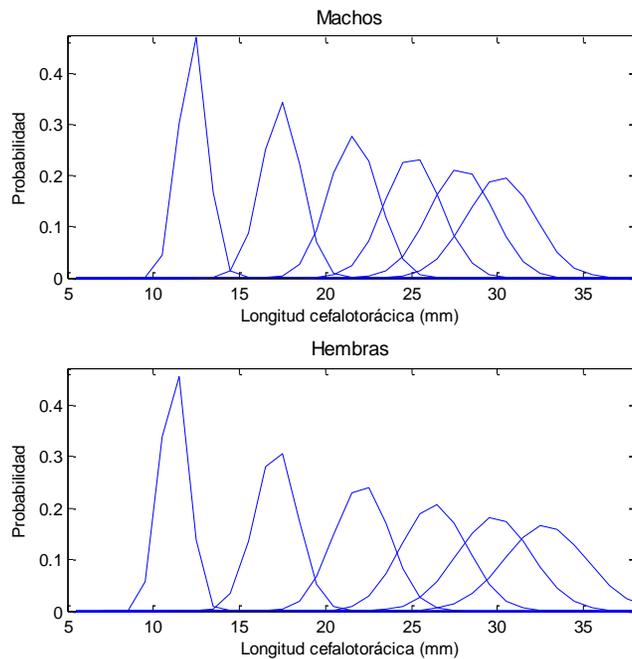


**Figura 33.** Estructuras de tallas de **hembras** de camar3n nailon para la zona centro-sur. En barras se muestran las estructuras de tama1os estimadas por el monitoreo de la pesquería y en líneas se presentan las obtenidas del modelo de evaluaci3n de stock.

En la **Figura 34** se muestran los patrones de vulnerabilidad para camar3n nailon en la zona centro-sur, separados por g3nero. Al igual que lo observado en la zona centro-norte, en la zona centro-sur las tallas al 50% de vulnerabilidad de machos y hembras se encuentran por debajo de la talla al 50% de madurez sexual, con tallas al 50% de vulnerabilidad de 23 y 24 mm, respectivamente. Al igual que en la zona centro-norte, la estructura de edades del stock se asume compuesta por 6 grupos de edad (grupos de edad II a VII), los cuales tienen tallas medias ( $\bar{l}_a$ ) definidas en funci3n de los par3metros de crecimiento del modelo de von Bertalanffy. La probabilidad de que un individuo pertenezca al rango de tallas  $l$ , dado que pertenece al grupo de edad  $a$  y sexo  $s$ , fue modelada a trav3s de una fdp normal con media  $l_{a,s}$  y desviaci3n  $\sigma_{a,s}$  (**Figura 35**). Tal como se se1al3 en la metodología, la desviaci3n est3ndar es funci3n de la talla media y el coeficiente de variaci3n, el cual es estimado como par3metro en el modelo ( $\sigma_{a,s} = cv_s \bar{l}_{a,s}$ ). Tanto para machos como hembras, en ambas zonas el coeficiente de variaci3n se estim3 entre un 6% y 8%.



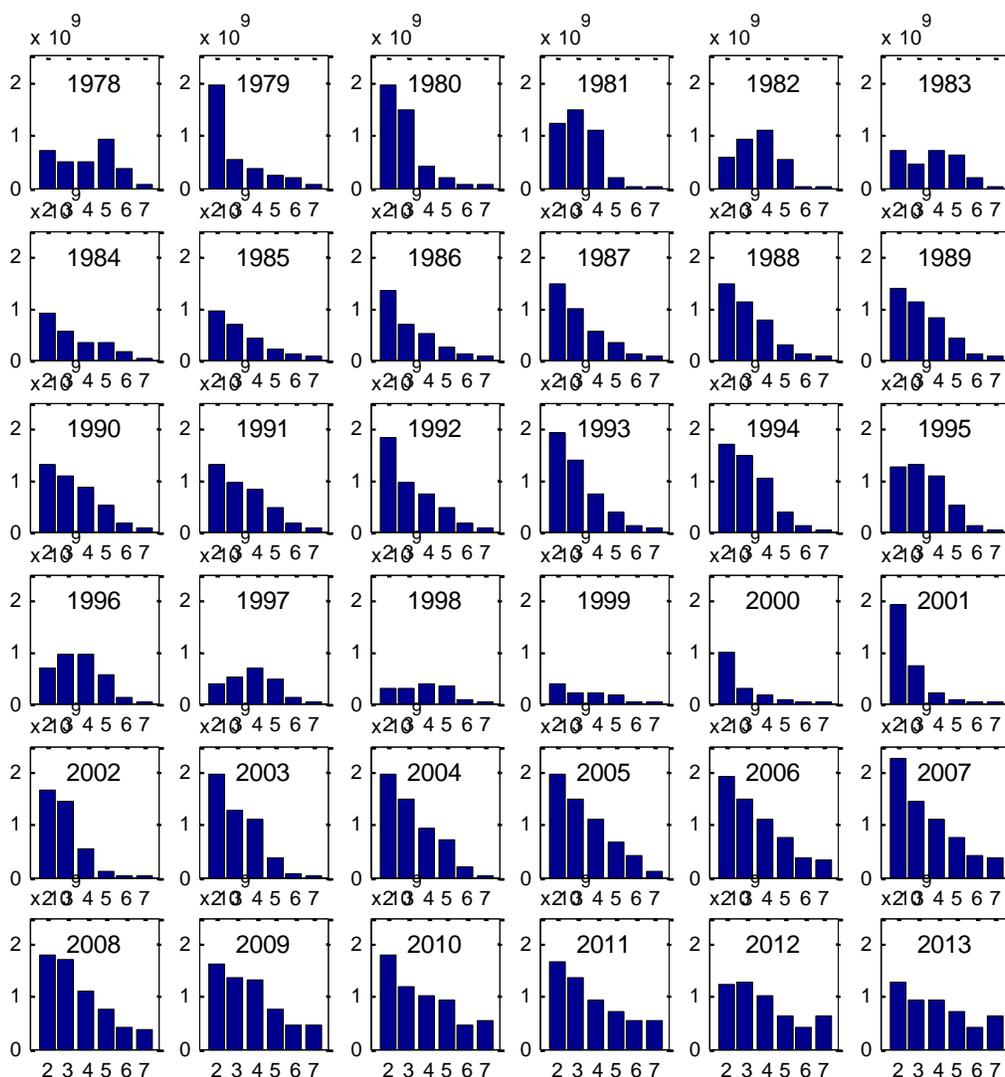
**Figura 34.** Ojivas de selectividad sexo-específicas para la flota comercial de camarón nailon en la zona centro-sur, junto a la ojiva de madurez sexual a la talla.



**Figura 35.** Densidad de probabilidad de la talla, según grupo de edad (II a VII+), estimadas a partir de los parámetros de crecimiento de camarón nailon, sexo-específicos, zona centro-sur.

## b) Estimaciones de abundancia y biomasa

La abundancia total estimada por grupo de edad, de camarón nailon de la zona centro-sur entre los años 1978 y 2013 se presenta en la **Figura 36**. En ésta se puede apreciar la clara tendencia decreciente de la abundancia entre 1995 y el 2000, así como la posterior recuperación de la estructura etaria del stock hacia finales del período de modelación. Por su parte, la abundancia vulnerable muestra los bajos niveles poblacionales del stock durante los años 1999 a 2001, además de una estructura sostenida fundamentalmente por 4 grupos de edad (grupos IV a VII+). En particular, para los últimos 10 años de la serie, los grupos de edad V y VII+ son los de mayor participación en el stock vulnerable (**Figura 37**).



**Figura 36.** Abundancia total de camarón nailon estimada por el modelo, zona centro-sur, 1978 – 2013.

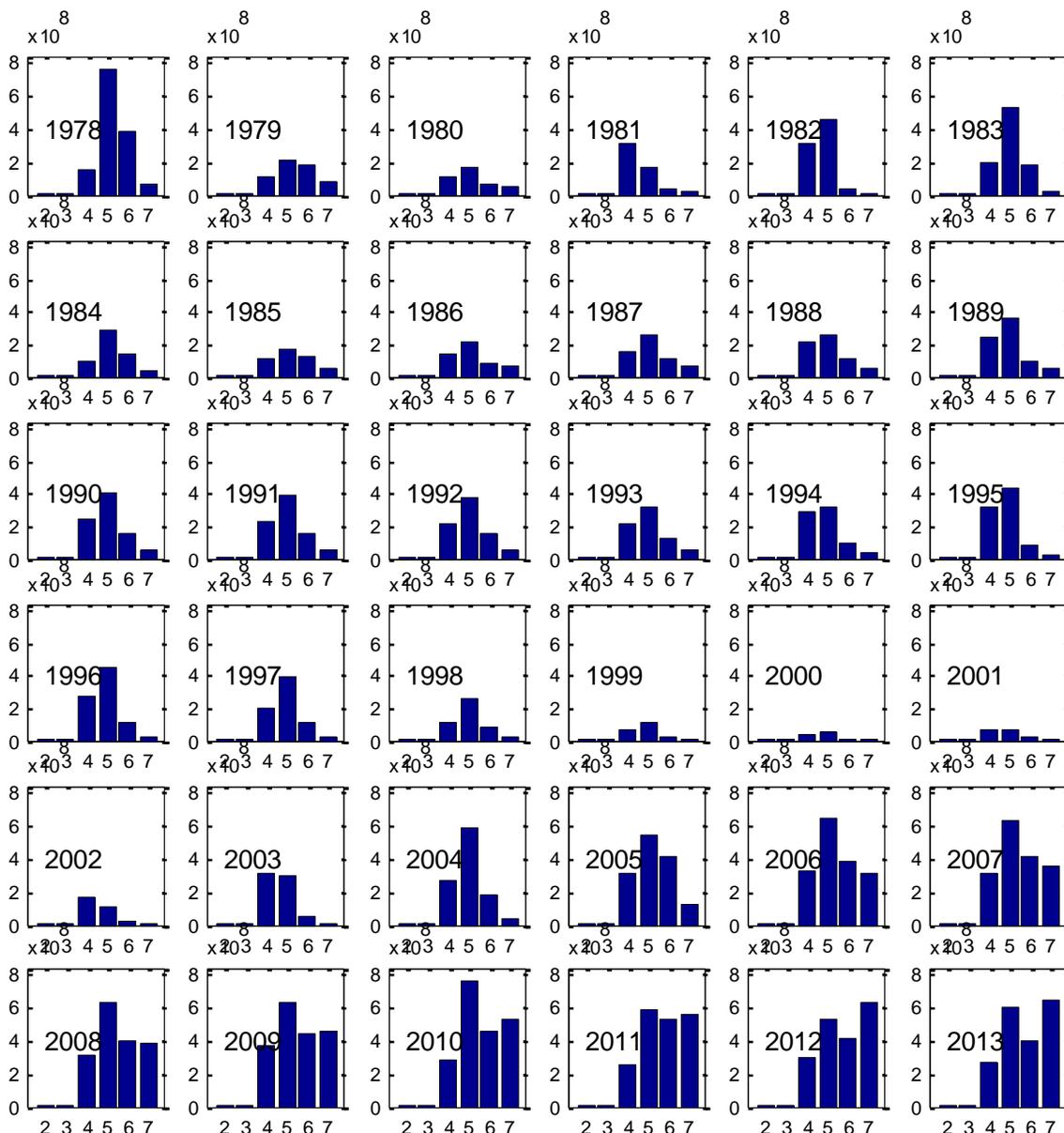
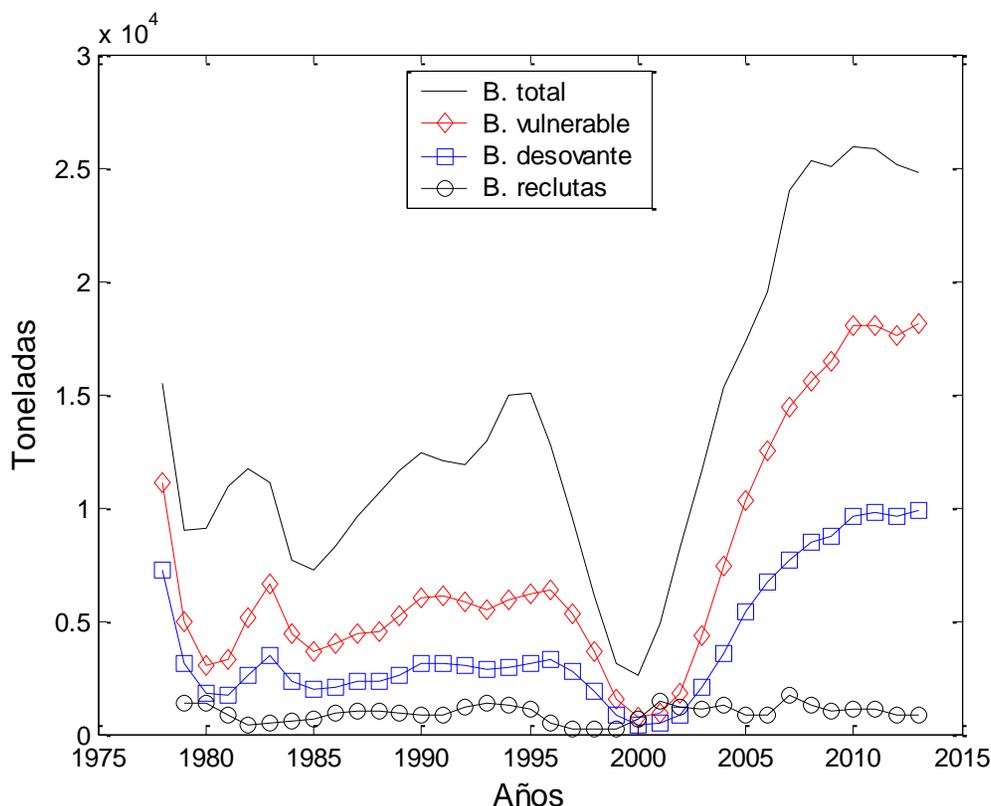


Figura 37. Abundancia vulnerable de camar3n nailon estimada por el modelo, zona centro-sur, 1978-2013

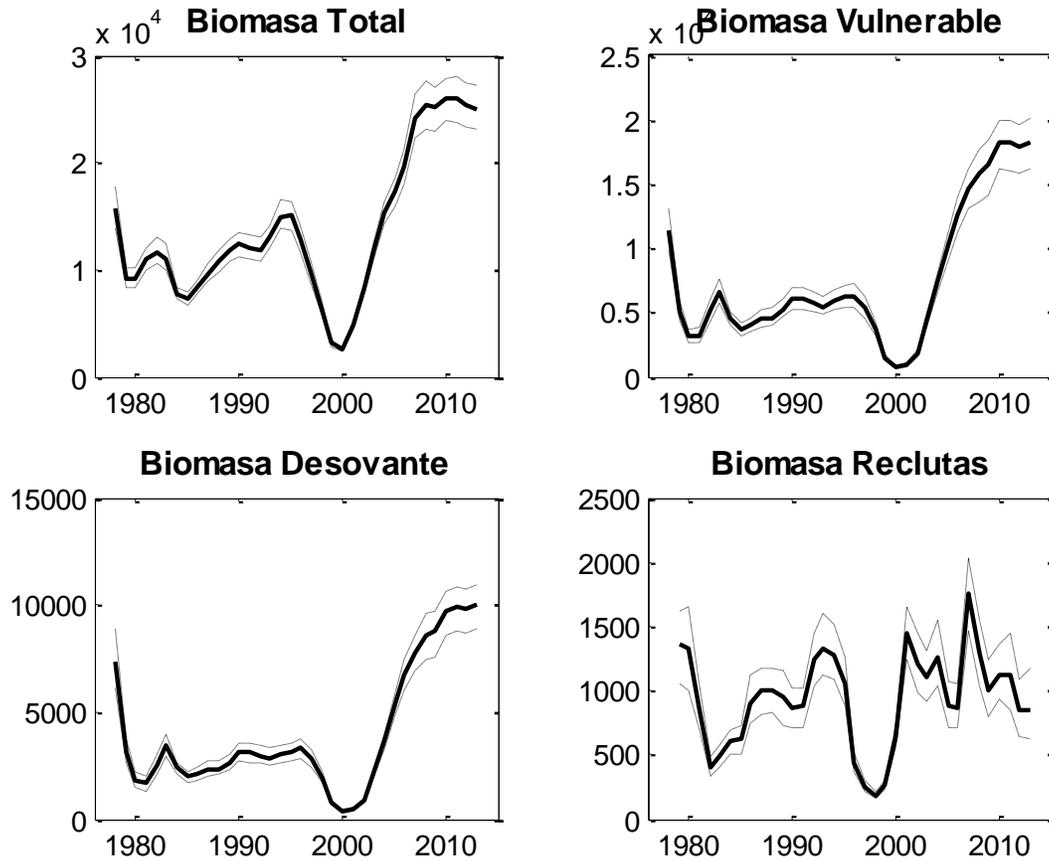
Los resultados del ajuste del modelo para la zona centro-sur, muestran que en los 36 a3os el stock de camar3n nailon ha experimentado dos ciclos: uno que comienza a fines de los a3os setenta, cuando los niveles de biomasa del recurso eran del orden de las 15 a 10 mil toneladas de biomasa total, niveles que a mediados de los ochenta descendieron a las 7 mil toneladas de biomasa total, para posteriormente recuperarse hasta alcanzar a mediados de los noventa niveles similares a los

estimados a fines de los setenta (en torno a las 15 mil toneladas). El segundo ciclo muestra una nueva tendencia a la disminución como la experimentada a mediados de los ochenta, pero llegando a fines de los noventa a los más bajos niveles poblacionales, con biomasa total en torno a las 3 mil toneladas, lo que motivó el cierre total de la pesquería por dos años. Posteriormente, las biomasa muestran una evidente tendencia al aumento, llegando al período 2008-2013 con niveles de biomasa total estabilizados en torno a las 25 mil toneladas (**Figuras 38 y 39**).

Así, con la información disponible hasta el primer semestre del año 2013, se estima que para inicios de este año, la biomasa total del stock de camarón nailon en esta zona se situó entre 23 y 27 mil toneladas, en tanto que la biomasa vulnerable se encontró entre 16 y 20 mil toneladas, mientras que la biomasa desovante se encontró entre 9 y 11 mil toneladas (intervalos de credibilidad del 95%, **Tabla 8**). Las proyecciones para inicios del año 2014 señalan que la biomasa total se encontrará entre 21 y 26 mil toneladas, la biomasa vulnerable entre 16 y 20 mil toneladas y la biomasa desovante entre 8 y 11 mil toneladas (para mayor detalle de las proyecciones ver capítulo Análisis de estrategias de explotación y CBA).



**Figura 38.** Biomasa total, biomasa vulnerable, biomasa desovante y biomasa de reclutas de camarón nailon estimadas por el modelo (toneladas), zona centro-sur (moda de la distribución posterior).



**Figura 39.** Variaci3n temporal de la biomasa total, vulnerable, desovante y de reclutas (t) de camar3n nailon en la zona centro-sur, estimadas en el modelo edad-estructurado. Intervalos de credibilidad del 95%.



**Tabla 8.** Biomasa total, vulnerable y desovante (t) de camarón nailon para la zona centro-sur. Se presentan los intervalos de credibilidad del 95%.

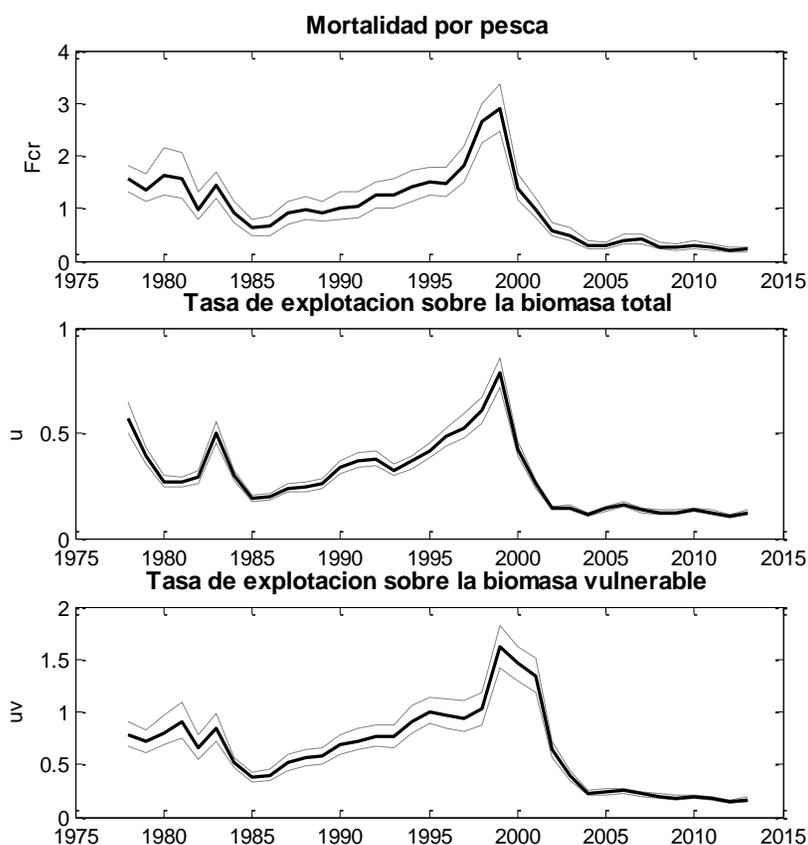
Año	Biomasa total			Biomasa Vulnerable			Biomasa desovante		
	Lím. inferior	Mediana	Lím. superior	Lím. inferior	Mediana	Lím. superior	Lím. inferior	Mediana	Lím. superior
1978	13818	15723	17832	9812	11322	13175	6076	7371	8838
1979	8255	9092	10217	4320	4981	5888	2598	3137	3778
1980	8405	9153	10137	2573	3083	3630	1463	1803	2168
1981	10011	11035	12048	2704	3245	3914	1305	1653	2055
1982	10537	11691	12976	4301	5189	6152	2085	2564	3067
1983	10031	11076	12341	5676	6616	7657	2926	3413	3952
1984	7211	7735	8328	4049	4470	4981	2149	2375	2653
1985	6671	7277	7874	3212	3691	4204	1697	1976	2236
1986	7667	8323	9025	3526	4046	4568	1833	2115	2386
1987	8970	9633	10565	3886	4456	5193	2012	2309	2692
1988	9842	10714	11749	4098	4570	5309	2065	2320	2722
1989	10759	11722	12753	4624	5268	6061	2325	2658	3026
1990	11254	12432	13443	5266	6074	6983	2674	3095	3555
1991	10943	12094	13174	5232	6119	6920	2663	3155	3585
1992	10855	11886	13051	5053	5775	6638	2597	2979	3448
1993	11935	12983	14051	4803	5464	6315	2475	2852	3306
1994	13834	14972	16472	5177	5975	6833	2596	2997	3457
1995	13699	15026	16305	5471	6269	7070	2762	3128	3523
1996	11702	12793	14119	5467	6331	7281	2862	3298	3789
1997	8557	9609	10676	4584	5421	6208	2392	2827	3229
1998	5573	6126	6786	3151	3643	4225	1665	1942	2252
1999	2869	3116	3418	1355	1522	1726	712	804	915
2000	2409	2588	2802	678	756	854	341	384	432
2001	4581	4916	5312	840	946	1074	419	468	529
2002	7746	8285	8826	1648	1856	2132	792	884	997
2003	10880	11711	12439	3833	4342	4830	1862	2067	2305
2004	14206	15400	16344	6625	7450	8189	3266	3622	3970
2005	15901	17434	18638	9213	10380	11447	4831	5423	5958
2006	18008	19587	21196	11276	12595	13883	6026	6741	7431
2007	22274	24204	26371	13070	14566	16249	6956	7730	8605
2008	23051	25459	27650	13630	15755	17748	7435	8533	9596
2009	22813	25226	27024	14200	16555	18431	7549	8774	9729
2010	23856	26062	27822	16154	18204	19974	8624	9690	10645
2011	23796	26048	28034	16084	18212	19898	8806	9913	10834
2012	23404	25423	27473	15765	17916	19613	8654	9772	10712
2013	23079	25052	27172	16194	18286	20141	8851	9969	10984

### c) Diagnóstico y estatus del recurso

Tal como ya se ha reportado en estudios previos (Montenegro y Zilleruelo, 2009; Montenegro *et al.*, 2010; Montenegro *et al.*, 2011), el recurso camarón nailon en la zona centro-sur presentó importantes niveles de explotación entre los años 1993 y 2000, con tasas de explotación de hasta el 78% de la biomasa total, lo que evidentemente afectó los niveles poblacionales, presentándose los menores valores de biomasa entre los años 1999 y 2001. Posteriormente a dicho año, los niveles de mortalidad por pesca disminuyeron notablemente producto de las moratorias extractivas impuestas por la autoridad normativa en conjunto con las cuotas de captura. En efecto, entre el año 2002 y 2012 las tasas de explotación sobre la biomasa total se han mantenido por debajo del 16%, en tanto que las tasas de explotación sobre la fracción vulnerable en igual período muestran un valor medio de 26%. Por su parte las tasas de mortalidad por pesca se han mantenido en los últimos 5 años en torno a  $F=0.26 \text{ año}^{-1}$  (Figura 40).

Un indicador que mide el impacto de la actividad extractiva sobre la biomasa desovante es el cociente entre la biomasa desovante estimada por el modelo con las capturas registradas y la biomasa sin remociones por pesca. Este indicador muestra la evidente recuperación del potencial reproductivo del stock, desde una condición deteriorada hacia finales de los noventa, hasta una situación claramente más favorable en los últimos 6 años, con niveles cercanos al 50% de la biomasa desovante que habría existido sin actividad pesquera (**Figura 41**).

Por su parte, el análisis de producción del stock revela que luego de un período de producción neta negativa (1995-1999) y niveles de desembarque por sobre los excedentes productivos, el stock presentó una recuperación, con producciones netas anuales positivas y excedentes productivos por sobre los niveles de desembarque, llegando en los últimos 3 años a niveles de desembarque equilibrados con los excedentes productivos (**Figura 42**).



**Figura 40.** Mortalidad por pesca y tasa de explotación (sobre la biomasa total y la biomasa vulnerable) estimadas por el modelo, camarón nailon zona centro-sur, 1978 – 2013.

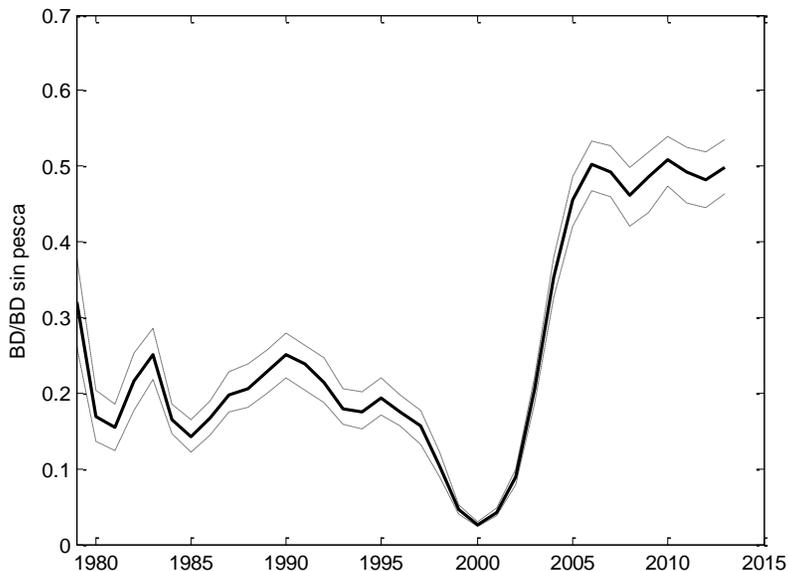


Figura 41. Raz3n entre la biomasa desovante del stock con y sin pesca, pesquería camar3n nailon, zona centro-sur (intervalos de credibilidad del 95%).

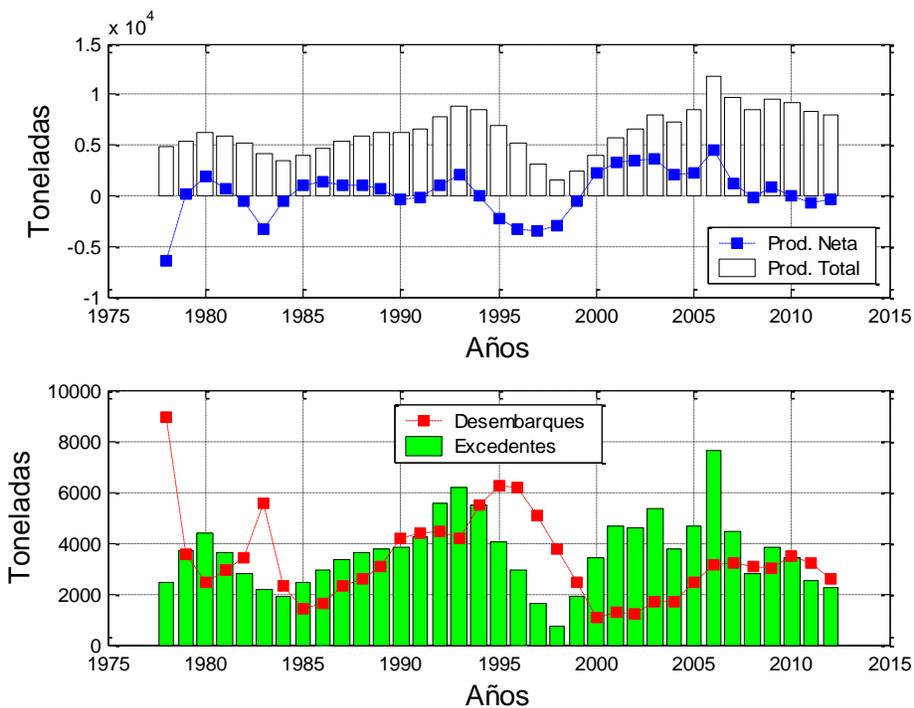
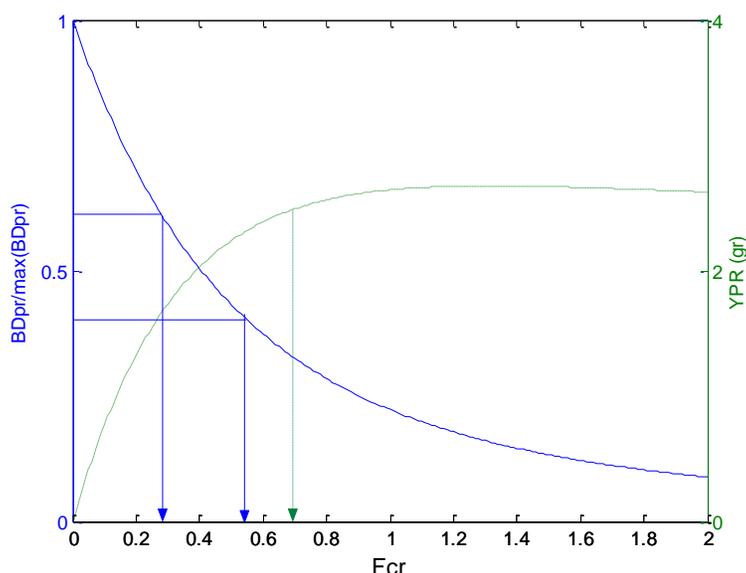


Figura 42. Producci3n neta, total, desembarques y excedentes de producci3n en la pesquería de camar3n nailon, zona centro-sur.

Al igual que realizado para el stock de la zona centro-norte, para el stock de la zona centro-sur se estimaron puntos biológicos de referencia utilizando dos aproximaciones:

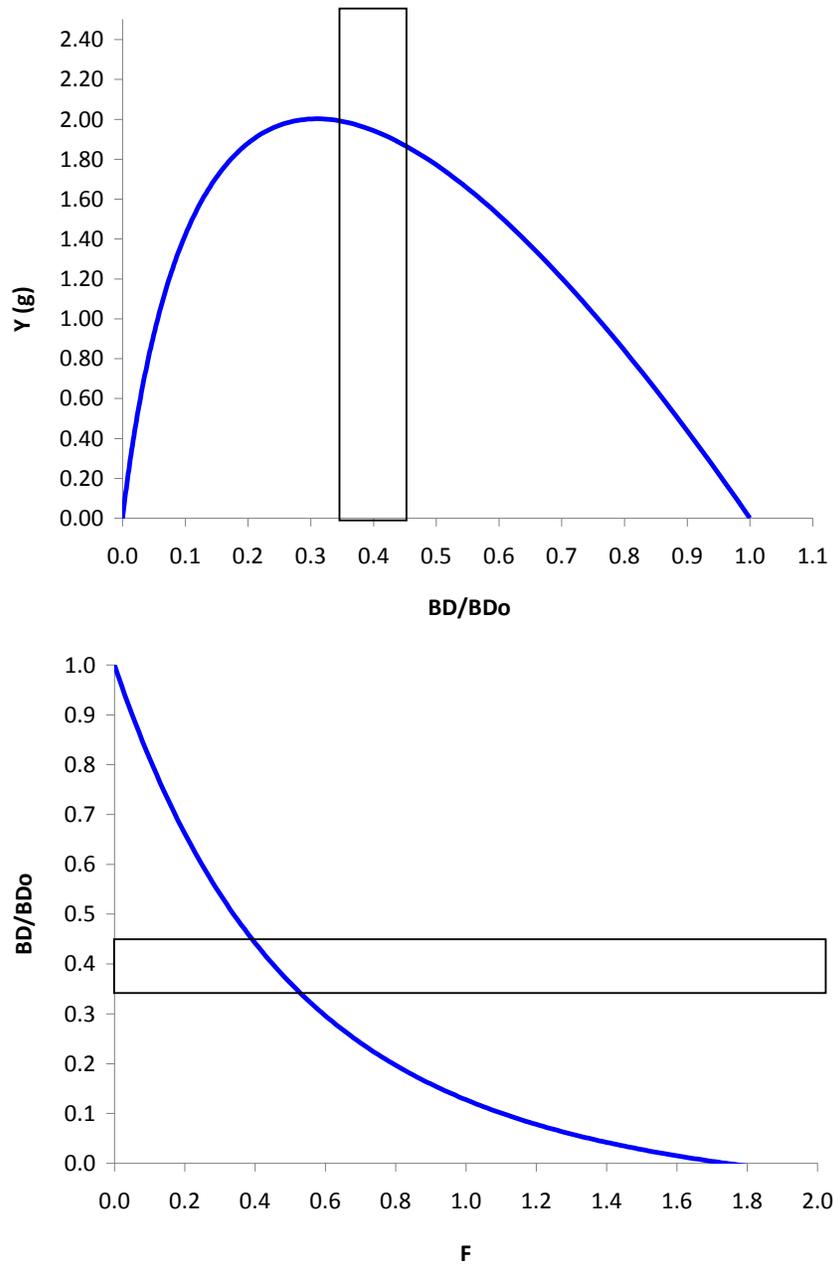
- (1) Utilizando un modelo de biomasa desovante y rendimiento por recluta
- (2) A través de un modelo producción estructurado en edades, en el cual se utilizan los modelos de biomasa desovante y rendimiento por recluta en conjunto una relación stock-recluta, los cuales permiten estimar los rendimientos y biomasa desovantes de equilibrio.

Así, para el primer enfoque se estimaron los PBRs  $F_{0.1}$ ,  $F_{40\%}$  y  $F_{60\%}$ , los cuales se presentan en la **Figura 43** con valores de  $F_{0.1}=0.68$ ,  $F_{40\%}=0.55$  y  $F_{60\%}=0.29$  año<sup>-1</sup>. Por su parte, la mortalidad por pesca para el año 2013 se estimó en  $F_{2013}=0.22$ , valor que se encuentra por debajo de los PBRs citados.



**Figura 43.** Curvas de rendimiento por recluta (YPR) y biomasa desovante por recluta (re-escalada al 100%), zona centro-sur. Se incluyen además los PBRs  $F_{0.1}$ ,  $F_{40\%}$  y  $F_{60\%}$ .

Por otra parte en el modelo de producción estructurado en edades, para encontrar los valores de mortalidad por pesca y tasas de explotación a las cuales se alcanzan los valores objetivos (40%BD<sub>0</sub>), se estimaron las curvas de producción y reducción de la biomasa desovante en equilibrio de camarón nailon para la zona centro norte (**Figura 44**). Así, este análisis indica que el valor objetivo de 40%BD<sub>0</sub> se alcanza con un nivel de mortalidad por pesca de 0.45 año<sup>-1</sup>, correspondiente a una tasa de explotación sobre la biomasa total de 17% (**Tabla 9**).

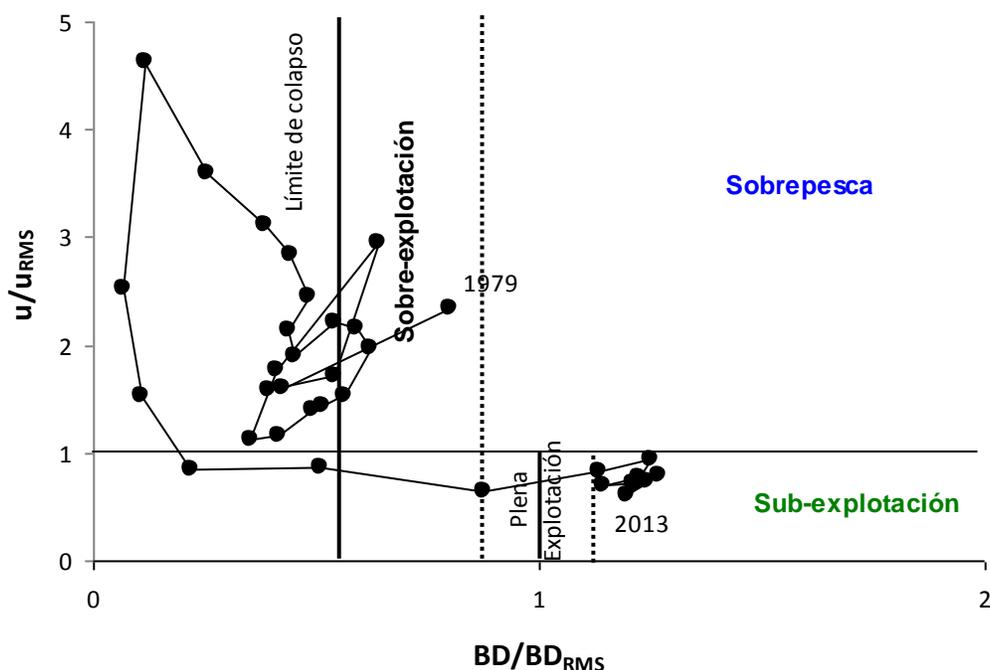


**Figura 44.** Curvas de producci3n y reducci3n de la biomasa desovante en equilibrio de camar3n nailon, zona centro-sur. Los rect3ngulos representan las 3reas de los puntos biol3gicos l3mites de sobre-explotaci3n y sub-explotaci3n (proporci3n de la BDo entre 35% y 45%).

**Tabla 9.** Puntos Biológicos de Referencia (PBRs) relacionados al RMS para camarón nailon, zona centro-sur. Se presentan los PBRs estimados basados en dos aproximaciones: (1) Modelo de biomasa desovante y rendimiento por recluta y (2) Modelo de producción estructurado en edades.

PBR	Modelo	Mortalidad por pesca (F)	Tasa de explotación (u)
40%BD/BD <sub>0</sub>	Biomasa desovante y rendimiento por recluta	0.55	23%
40%BD/BD <sub>0</sub>	Producción estructurado en edades	0.45	17%

De esta forma, a partir de la estimación de las tasas de mortalidad por pesca de los últimos años, las tasas de explotación, los niveles de reducción del potencial reproductivo, el análisis de producción del stock y los puntos biológicos de referencia, podemos concluir que el stock de camarón nailon en la zona centro-sur se encuentra en una condición de sub-explotación, cercano a la condición de plena explotación. En efecto, el potencial reproductivo para los últimos años se encuentra levemente por sobre el nivel de referencia objetivo, en tanto que los niveles de tasa de explotación se encuentran por debajo del objetivo (**Figura 45**).

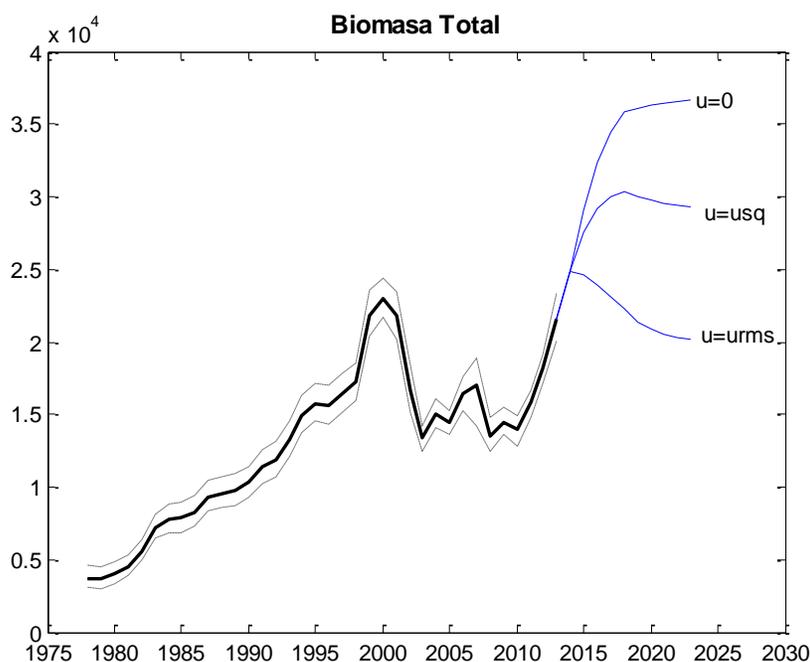


**Figura 45.** Diagrama de fases de explotación de camarón nailon ( $BD/BD_{rms}$ - $u/urms$ ), zona centro-sur.

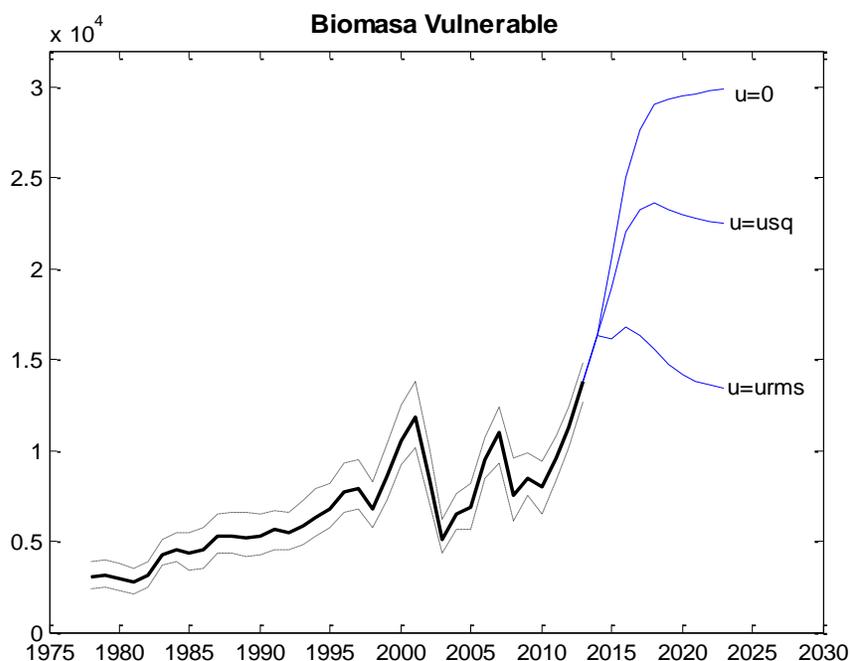
## 6.2 Análisis de estrategias de explotación y CBA

### 6.2.1 Zona centro-norte

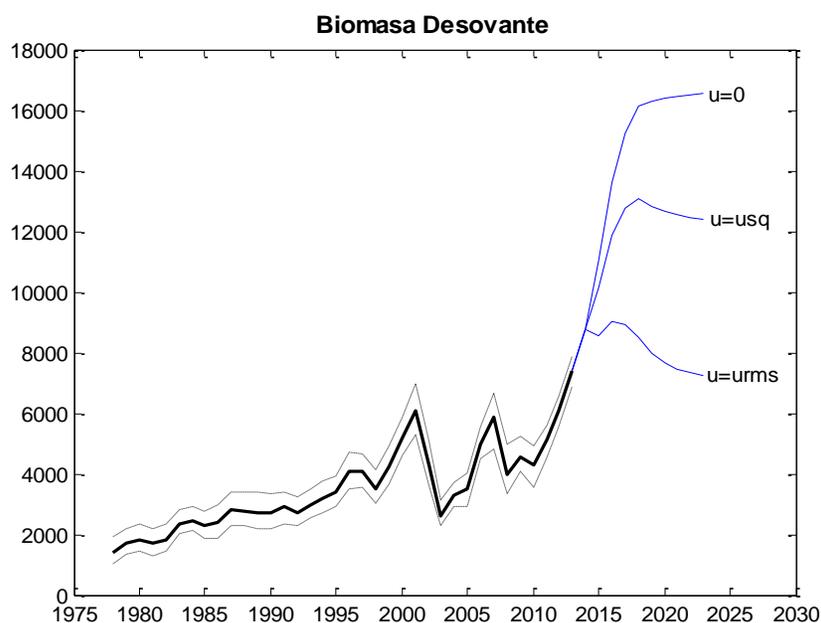
En las **Figura 46 y 47** se muestran las proyecciones de la biomasa total y vulnerable bajo tasas de explotación anuales constantes  $u = \{u_0, usq, urms\}$ , correspondientes a las condiciones sin pesca, el actual nivel de explotación y el valor objetivo. A partir de estos resultados, se desprende que tasas de explotación anuales del 6% ( $usq$ ), permiten un aumento de los niveles poblacionales en el mediano plazo, con niveles de biomasa total proyectados para el año 2023 en torno a las 35 mil toneladas, niveles de biomasa vulnerable del orden de las 23 mil toneladas y biomasa desovante en torno a las 13 mil toneladas. Por su parte, la tasa de explotación del rendimiento máximo sostenido ( $urms=17\%$ ) lleva al stock en el mediano plazo a niveles de biomasa total del orden de las 20 mil toneladas, biomasa vulnerable en torno a las 14 mil toneladas y biomasa desovante entre 7 y 8 mil toneladas (**Figuras 46, 47 y 48**). Un nivel de explotación intermedio entre el status-quo y el rendimiento máximo sostenido ( $u=12\%$ ) permite un aumento de los efectivos poblacionales en el mediano plazo, asegurando niveles de biomasa desovante un 25% mayores a los del  $urms$ .



**Figura 46.** Trayectoria de la biomasa total (t) de camarón nailon para la zona centro-norte. Se evalúan tasas de explotación constantes (sobre la biomasa total) para el período 2014-2023.

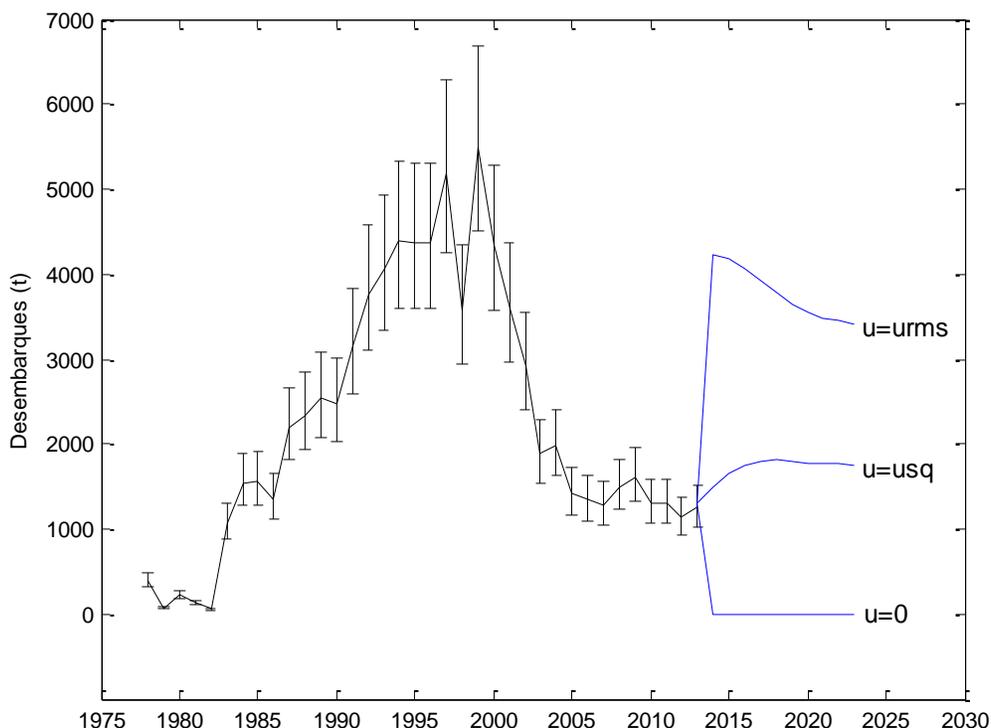


**Figura 47.** Trayectoria de la biomasa vulnerable (t) de camar3n nailon para la zona centro-norte. Se evalúan tasas de explotaci3n constantes (sobre la biomasa total) para el per3odo 2014-2023.



**Figura 48.** Trayectoria de la biomasa desovante (t) de camar3n nailon para la zona centro-norte. Se evalúan tasas de explotaci3n constantes (sobre la biomasa total) para el per3odo 2014-2023.

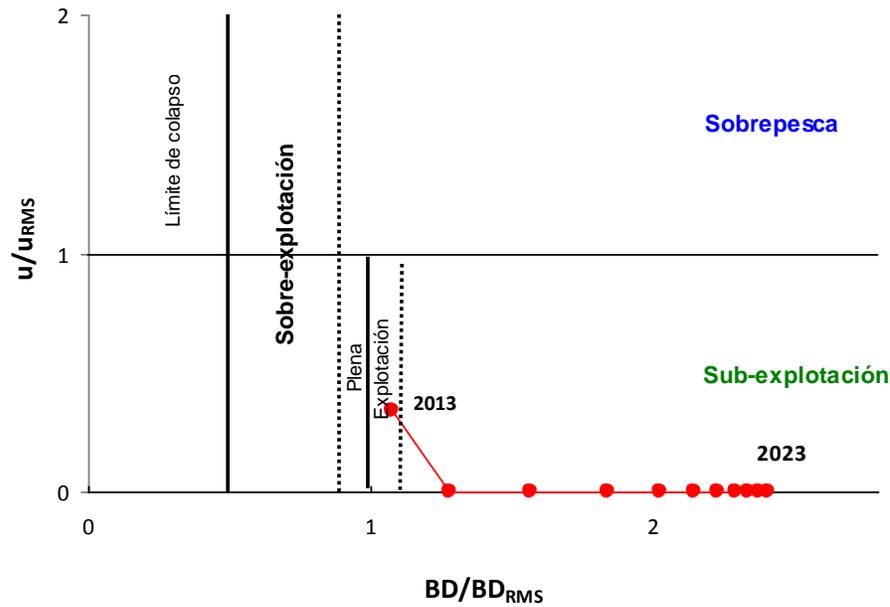
En la **Figura 49** se presentan los desembarques observados durante el período de modelación (1978-2013, con error de observación), junto con las capturas proyectadas (2014-2023) de acuerdo a las estrategias de explotación simuladas. La tasa de explotación de  $u_{sq}=6\%$  mantendría en el mediano plazo niveles de captura en torno a las 1.800 toneladas, en tanto que la tasa de explotación  $u_{rms}$  eleva los niveles de captura a cerca de 4.000 toneladas para el año 2014, lo que equivaldría casi triplicar los niveles de explotación del camarón nailon en la zona centro-norte. Un nivel intermedio de explotación, correspondiente a la tasa explotación  $u=12\%$ , reportaría en el mediano plazo niveles de captura estabilizados en torno a las 2.700 toneladas anuales (**Figura 49**).



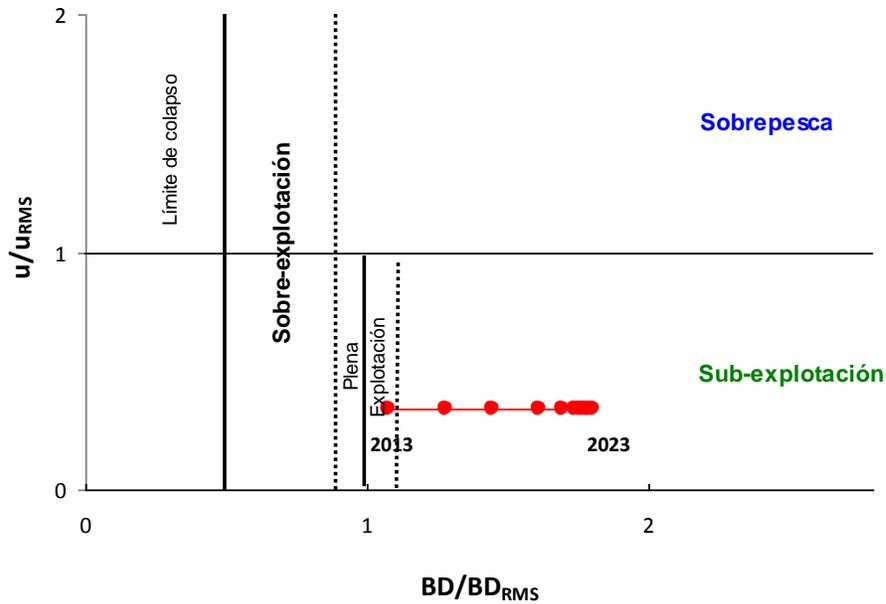
**Figura 49.** Trayectoria de los desembarques (t) de camarón nailon para la zona centro-norte, período 1978-2013. Se presentan las capturas proyectadas de acuerdo a tasas de explotación constantes para el período 2014-2023.

Para ilustrar el efecto de las proyecciones en el estatus de camarón nailon, se presentan los diagramas de fase que muestran la condición del stock en el mediano plazo, asociados a las estrategias de explotación  $u=u_0$ ,  $u=usq$  y  $u=urms$ . De este modo, en un escenario sin pesca, durante el 2014 el recurso mantendría un nivel de escape de biomasa desovante del 51% respecto de la condición sin pesca, razón que continuaría incrementándose hasta el año 2023 (**Figura 50**).

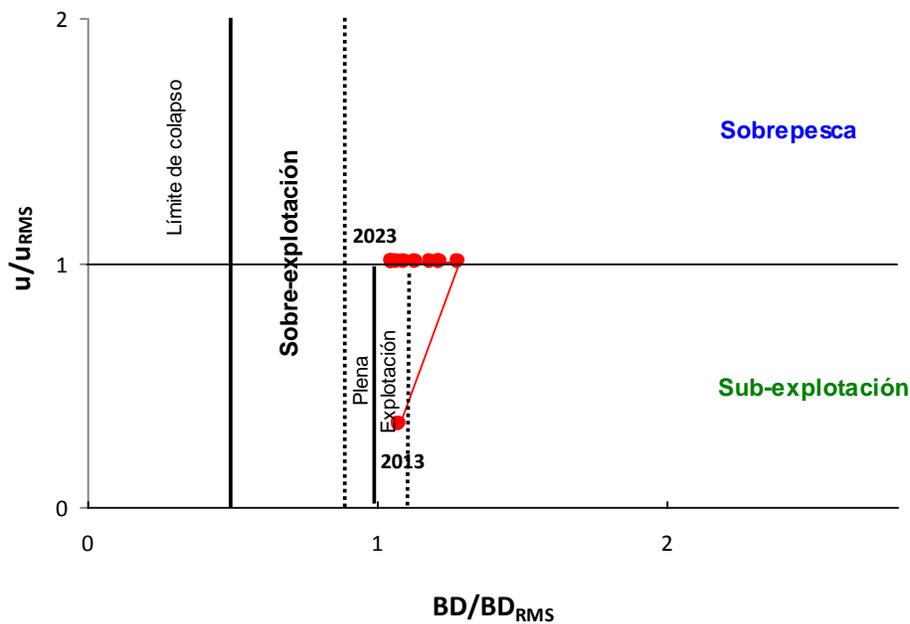
Por su parte, un nivel de remoción equivalente al estimado para el año 2013 (usq), mantiene durante los primeros años niveles de la razón  $BD/BD_0$  en torno al 55%, para luego aumentar hacia valores cercanos al 70% (**Figura 51**). La proyección bajo el escenario de urms igual al objetivo ( $40\%BD/BD_0$ ) llevaría en los primeros años a valores de  $u/urms$  superiores a 1, para posteriormente estabilizarse en torno al valor objetivo (**Figura 52**).



**Figura 50.** Diagrama de fase de explotación en equilibrio de camarón nailon, zona centro-norte, proyectado bajo una condición sin pesca ( $u_0$ ). Los puntos rojos muestran la progresión del nivel de la razón biomasa desovante de  $BD_{RMS}$ , en el mediano plazo.



**Figura 51.** Diagrama de fase de explotaci3n en equilibrio de camar3n nail3n, zona centro-norte, proyectado bajo el actual nivel de remoci3n ( $u_{sq}=6\%$ ). Los puntos rojos muestran la progresi3n del nivel de la raz3n biomasa desovante respecto de  $BD_{RMS}$ , en el mediano plazo.



**Figura 52.** Diagrama de fase de explotaci3n en equilibrio de camar3n nail3n, zona centro-norte, proyectado bajo la estrategia de explotaci3n  $u_{rms}=17\%$ . Los puntos rojos muestran la progresi3n del nivel de la raz3n biomasa desovante respecto de  $BD_{RMS}$ , en el mediano plazo.



En la **Tabla 10** se presentan las capturas proyectadas de camarón nailon para el año 2014, al aplicar tasas de explotación sobre la biomasa total de 6% al 22%, a distintos niveles de riesgo de exceder dichas tasas (entre un 1% y un 50%). Si se utiliza una tasa de explotación del  $u_{rms}=17\%$  y se requiere asumir un bajo nivel de riesgo de excederla (10%), la captura biológicamente aceptable recomendada sería de 3.936 t, en tanto que si se utiliza una tasa de explotación sobre la biomasa total de un 12%, considerando el mismo riesgo de excederla, la captura biológicamente aceptable recomendada para el año 2014 sería de 2.778 toneladas.

**Tabla 10.** Niveles de reducción de la biomasa desovante y capturas proyectadas (t) de camarón nailon, zona centro-norte para el año 2014, según tasas de explotación:  $u=0$ ,  $u=usq$ ,  $u=urms$  y percentiles de riesgo de exceder dichas tasas del 10% y 50%.

Regla	Criterio	BD/BDrms (t=1)	BD/BDrms (t=2)	CBA ( $\alpha=0.1$ )	CBA ( $\alpha=0.5$ )
	$u=0$	0.63	0.74	0	0
u cte	$u=usq$	0.58	0.64	1389	1490
	$u=urms$	0.48	0.49	3936	4223

Considerando que antes del término del presente año será factible contar con la biomasa estimada por el crucero de evaluación directa, se elaboró una tabla de decisión, la que utilizando un conjunto de hipótesis respecto del valor de la biomasa para el presente año, permite determinar los niveles de captura biológicamente aceptable ante distintos niveles de riesgo y distintas tasas de explotación (**Tabla 11**). En efecto, si consideramos la utilización la tasa de explotación  $u_{rms}=17\%$ , con un nivel de riesgo del 10% y la hipótesis más pesimista del valor de la biomasa directa la captura biológicamente aceptable recomendada sería de 3.801 toneladas, en tanto que si se considera la hipótesis más optimista, la captura biológicamente aceptable recomendada sería de 4.276 toneladas. Por su parte, al considerar una tasa de explotación del 12%, considerando el mismo nivel de riesgo de exceder dicha tasa, bajo la hipótesis más pesimista respecto del valor de la biomasa directa del año 2013, la captura biológicamente aceptable recomendada para el año 2014 es de 2.683 toneladas, mientras que al considerar la hipótesis más optimista, la captura biológicamente aceptable recomendada es de 3.018 toneladas.



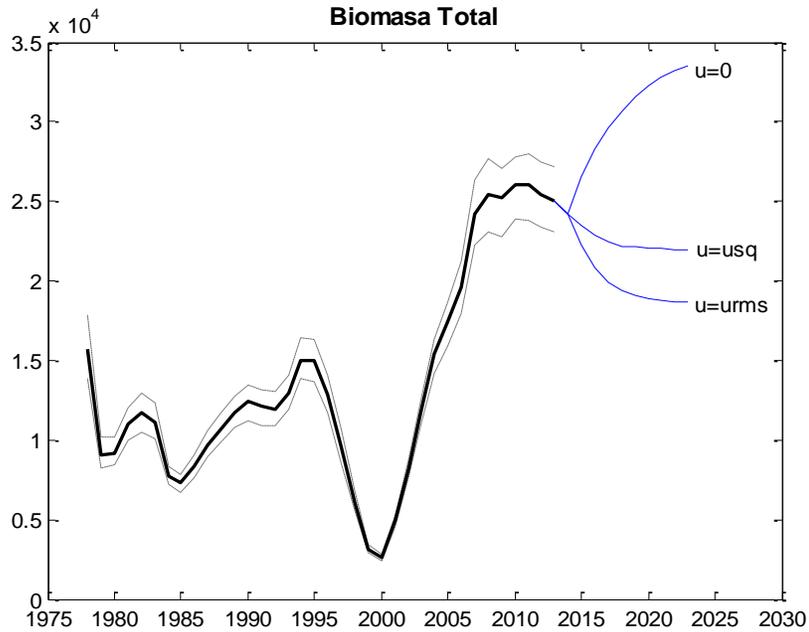
**Tabla 11.** Tabla de decisi3n para fijar la Captura Biol3gicamente Aceptable (CBA) del a3o 2014 de camar3n nailon en la zona centro-norte, bajo diferentes tasas de explotaci3n, considerando 3 hip3tesis respecto de la biomasa del crucero del a3o 2013.

Biomasa	Hip3tesis alternativas Biomasa crucero a3o 2013 (t)			Valor Esperado
	< 19000	19000 - 29000	> 20000	
Probabilidad	0.150	0.423	0.426	
u cte	Percentil 10% CTP			
u=usq	1342	1413	1509	1443
u=urms	3801	4005	4276	4090
u cte	Percentil 50% CTP			
u=usq	1379	1460	1560	1490
u=urms	3908	4136	4419	4222

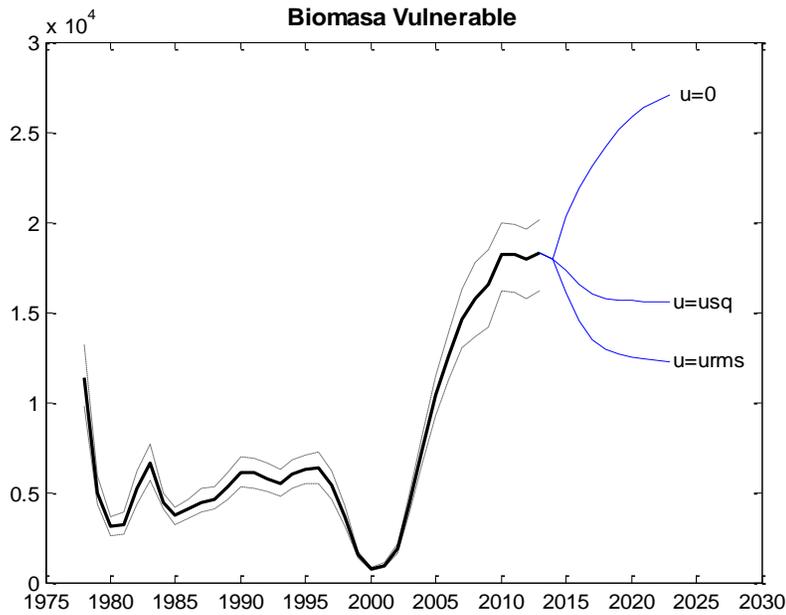
De esta forma, considerando que el camar3n nailon en la zona centro-norte se encuentra en plena explotaci3n, se recomienda que para el a3o 2014 no se sobrepase la tasa de explotaci3n  $urms=17\%$ , que corresponde al valor  $u40\%BDo$  y adem3s, se utilice un enfoque precautorio respecto al nivel de riesgo de exceder dicha tasa. En este contexto, la CBA deber3a ser no superior a 3,9 mil toneladas. Sin embargo, considerando que este nivel de explotaci3n equivale a casi triplicar la presi3n extractiva sobre el recurso, se recomienda mantener la estrategia de explotaci3n recomendada en los 3ltimos estudios de evaluaci3n indirecta de stock (Montenegro *et al.* 2011, 2012, 2013), utilizando una tasa de explotaci3n sobre la biomasa total del  $12\%$ , lo que permite recomendar para la zona centro-norte una captura biol3gicamente aceptable para el a3o 2014 de 2,8 mil toneladas.

### 6.2.2 Zona centro-sur

En las **Figuras 53 y 54** se presentan las biomاسas totales y vulnerables de camar3n nailon para el per3odo de modelaci3n (1978-2013), junto a las trayectorias de sus proyecciones bajo tasas de explotaci3n (anuales constantes) para el per3odo de proyecci3n (2014-2023). A partir de estos resultados, se desprende que la tasa de explotaci3n  $urms=17\%$  provocar3a una reducci3n de los niveles de biomasa total de 25 mil toneladas estimadas para el 2013, a valores en torno a las 19 mil toneladas hacia el a3o 2023. Por otra parte, los niveles de explotaci3n de status-quo ( $usq=12\%$ ), si bien tambi3n provocar3an una disminuci3n en la biomasa total respecto de la estimada para el a3o 2013, esta ser3a del orden de un  $10\%$ , llegando a niveles equilibrados en el mediano plazo, en torno a las 22 mil toneladas (**Figura 53**).

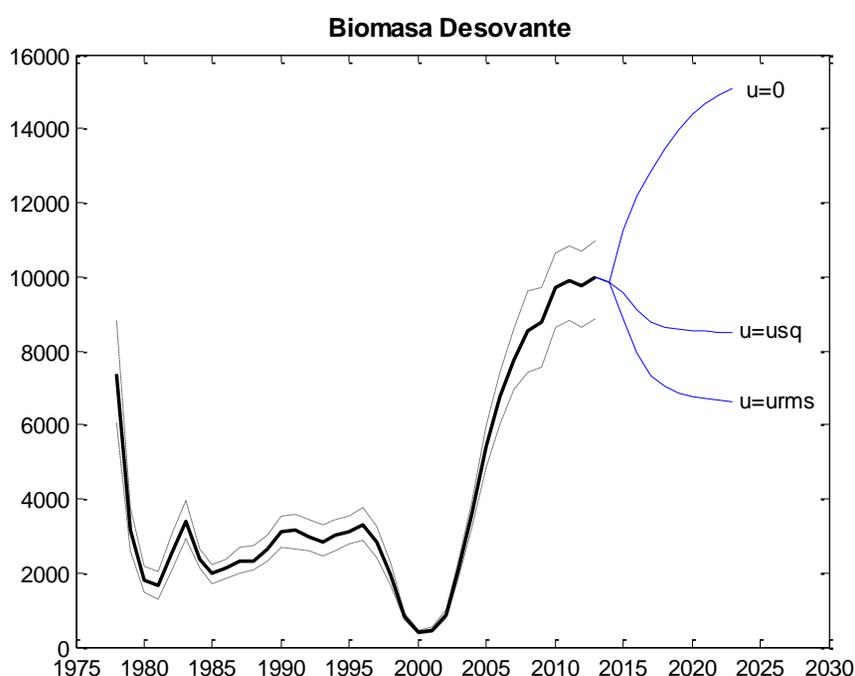


**Figura 53.** Trayectoria de la biomasa total de camar3n nailon para la zona centro-sur, bajo tasas de explotaci3n constantes, per3odo 2014-2023.



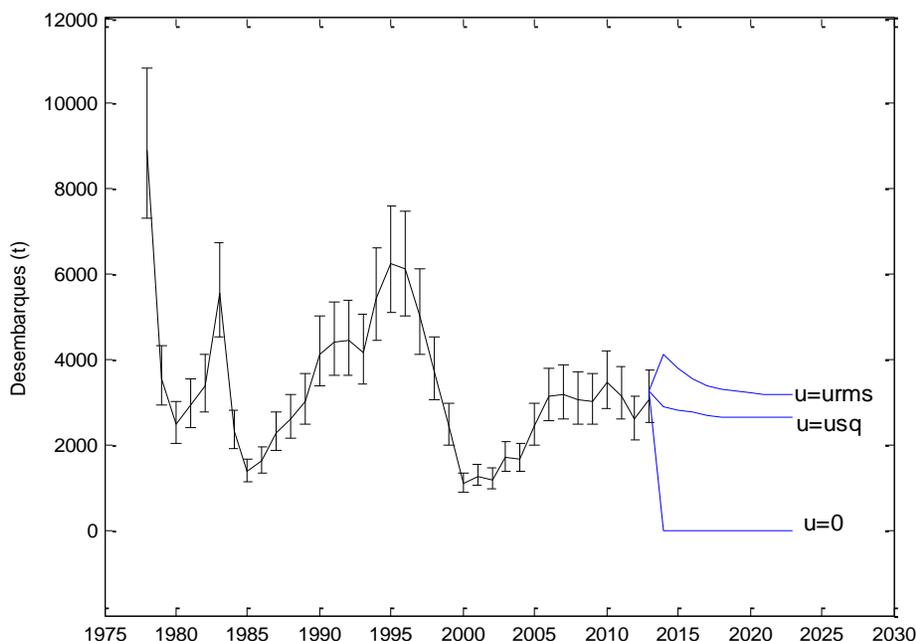
**Figura 54.** Trayectoria de la biomasa vulnerable de camar3n nailon para la zona centro-sur, bajo tasas de explotaci3n constantes, per3odo 2014-2023

Respecto de la biomasa desovante, se presenta una situaci3n similar a la descrita para la biomasa total y vulnerable, es decir la tasa de explotaci3n  $u_{rms}=17\%$  provoca reducciones en la biomasa desovante en relaci3n a los niveles estimados para el a3o 2013 (entre 8 y 11 mil toneladas), llegando a fines del per3odo de proyecci3n a valores en torno a las 6.500 toneladas. Por su parte, la tasa de explotaci3n del 12% si bien disminuye los actuales niveles de biomasa desovante, esta disminuci3n es marginal respecto de los valores estimados para los a3os 2012-2013 (**Figuras 55**).



**Figura 55.** Trayectoria de la biomasa desovante de camar3n nailon para la zona centro-sur, bajo tasas de explotaci3n constantes, per3odo 2014-2023.

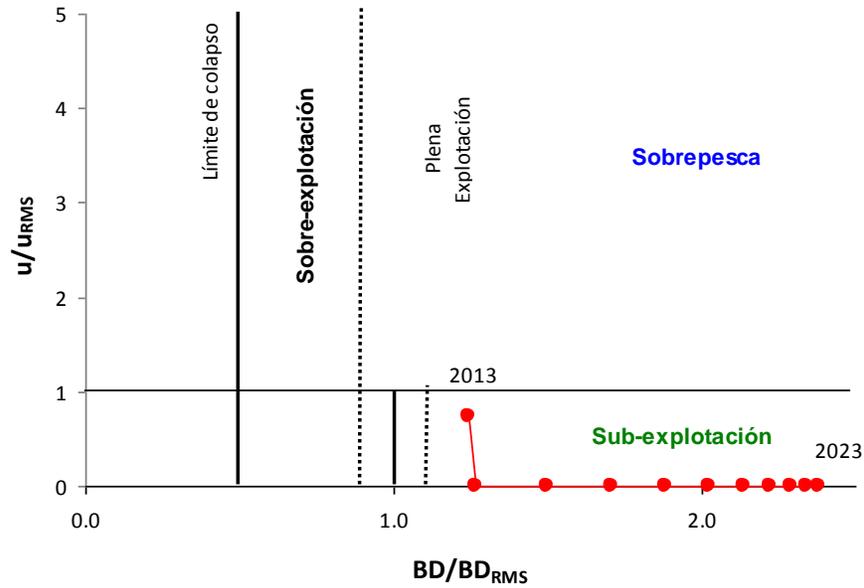
En la **Figura 56** se presentan los desembarques observados y estimados durante el per3odo de modelaci3n (1978-2013), junto con las capturas proyectadas (2014-2023) de acuerdo a las estrategias de explotaci3n definidas. Utilizando la estrategia de explotaci3n  $u_{rms}=17\%$  se obtendr3a para el a3o 2014 capturas cercanas a las 4 mil toneladas, las cuales se estabilizar3an en los pr3oximos a3os en valores en torno a las 3 mil toneladas anuales. Por su parte, la tasa explotaci3n status-quo ( $u_{sq}=12\%$ ), proyecta capturas cercanas a las 2.700 toneladas para el a3o 2014, para posteriormente estabilizarse en torno a las 2.500 toneladas anuales.



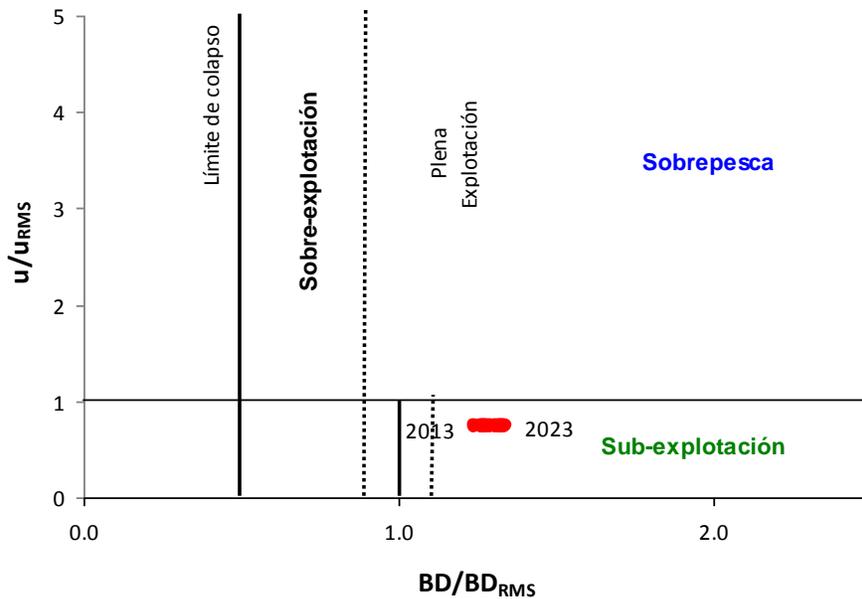
**Figura 56.** Trayectoria de los desembarques (t) de camar3n nailon para la zona centro-sur, per3odo 1978-2013. Se presentan las capturas proyectadas de acuerdo a tasas de explotaci3n constantes (sobre la biomasa total) para el per3odo 2014-2023.

Para ilustrar el efecto de las proyecciones en el estatus de camar3n nailon de la zona centro-sur, se presentan los diagramas de fase que muestran la condici3n del stock en el mediano plazo, asociados a las estrategias de explotaci3n  $u=0$ ,  $u=usq$  y  $u=urms$ . De este modo, en un escenario sin pesca, el recurso aumentar3a su relaci3n  $BD/BD_{rms}$  de un valor de en torno a 1,2 (es decir un 20% sobre el valor de referencia), correspondiente a una raz3n de potencial reproductivo del 51% en el a3o 2014, a valores cercanos a 2,3; con niveles de potencial reproductivos en torno a la condici3n virginal para el a3o 2023 (**Figura 57**).

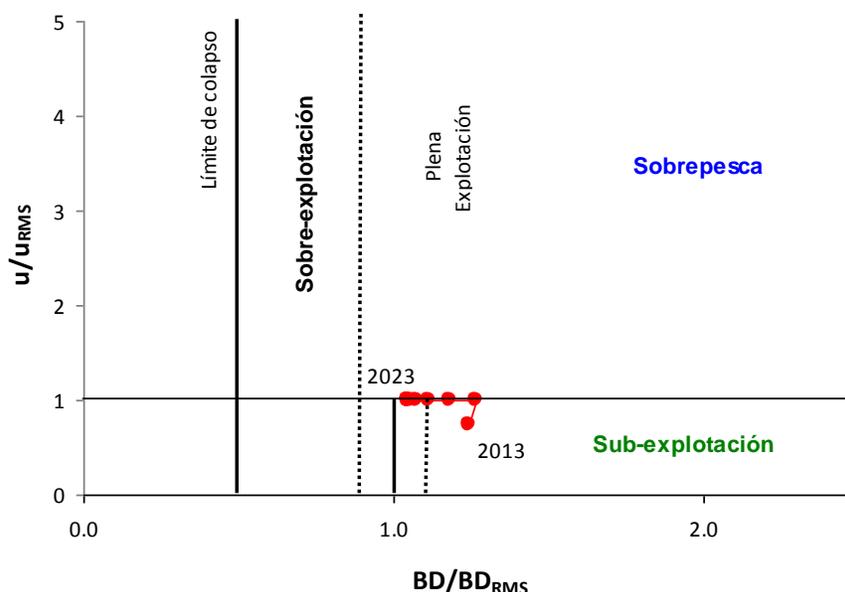
Por su parte, con la estrategia de explotaci3n status-quo, es decir un nivel de remoci3n equivalente al estimado para el a3o 2013, se mantienen para el per3odo de proyecci3n niveles de la raz3n  $BD/BD_0$  en torno al 52%, manteniendo al recurso en la zona de sub-explotaci3n (**Figura 58**). Al igual que lo descrito para el camar3n de la zona centro-norte, la proyecci3n bajo el escenario  $urms$  en la zona centro-sur llevar3a en los primeros a3os a valores de la raz3n  $u/urms$  superiores a 1, para posteriormente estabilizarse en torno al valor objetivo y llegar a una condici3n de plena explotaci3n (**Figura 59**).



**Figura 57.** Diagrama de fase de explotaci3n en equilibrio de camar3n nail3n, zona centro-sur, proyectado bajo una condici3n sin pesca. Los puntos rojos muestran la progresi3n del nivel de la raz3n biomasa desovante respecto  $BD_{RMS}$  en el mediano plazo.



**Figura 58.** Diagrama de fase de explotaci3n en equilibrio de camar3n nail3n, zona centro-sur, proyectado bajo el actual nivel de remoci3n ( $u_s = 0.12$ ). Los puntos rojos muestran la progresi3n del nivel de la raz3n biomasa desovante respecto de  $BD_{RMS}$  en el mediano plazo.



**Figura 59.** Diagrama de fase de explotación en equilibrio de camarón nailon, zona centro-sur, proyectado bajo la estrategia de explotación  $u=0.17$ . Los puntos rojos muestran la progresión del nivel de la razón biomasa desovante respecto de  $BD_{RMS}$  en el mediano plazo.

En la **Tabla 12** se presentan las capturas proyectadas de camarón nailon, para el año 2014 en la zona centro-sur, al aplicar tasas de explotación sobre la biomasa total de entre 6% y 23%, a distintos niveles de riesgo de exceder dichas tasas (entre un 1% y un 50%). Si se utiliza una tasa de explotación del 12% y se asume un nivel de riesgo del 10% de excederla, la captura biológicamente aceptable recomendada para el año 2014 (CBA), sería de 2.725 t. Por su parte, si se utiliza la estrategia de explotación  $u=urms$  y el mismo nivel de riesgo de exceder la tasa de explotación, la CBA de camarón nailon de la zona centro-sur para el año 2014, no debería exceder las 3.861 toneladas.

**Tabla 12.** Niveles de reducción de la biomasa desovante y capturas proyectadas (t) de camarón nailon, zona centro-sur para el año 2014, según tasas de explotación:  $u=0$ ,  $u=usq$ ,  $u=urms$  y percentiles de riesgo de exceder dichas tasas del 10% y 50%.

Regla	Criterio	BD/BD <sub>rms</sub> (t=1)	BD/BD <sub>rms</sub> (t=2)	CBA ( $\alpha=0.1$ )	CBA ( $\alpha=0.5$ )
u cte	$u=0$	0.60	0.68	0	0
	$u=usq$	0.50	0.51	2725	2899
	$u=urms$	0.47	0.44	3861	4106



Del mismo modo que lo realizado para la zona centro-norte, considerando que antes del término del presente año será factible contar con la información de la biomasa estimada por el crucero, se elaboró una tabla de decisión, la que definiendo un conjunto de hipótesis respecto del valor de biomasa de camarón nílón a ser estimada por el crucero, permite determinar los niveles de captura biológicamente aceptable para el año 2014, ante distintos niveles de riesgo y tasas de explotación (**Tablas 13**). En efecto, si consideramos la utilización de una tasa de explotación del 12%, con un nivel de riesgo del 10% y la hipótesis más pesimista del valor de la biomasa del crucero, la captura biológicamente aceptable recomendada para la zona centro-sur sería de 2.614 toneladas, en tanto que si se considera la hipótesis más optimista, la captura biológicamente aceptable recomendada sería de 2.849 toneladas. Por su parte, si se considera la estrategia de explotación  $u=urms$  ( $u=17\%$ ), con el mismo nivel de riesgo de exceder la tasa de explotación y se considera la hipótesis más pesimista respecto del nivel de biomasa vulnerable al crucero, la CBA sería de 3.703 t, mientras que si se considera la hipótesis más optimista, la CBA aumenta a 4.037 t.

**Tabla 13.** Tabla de decisión para fijar la Captura Biológicamente Aceptable (CBA) del año 2014 de camarón nílón en la zona centro-sur, bajo diferentes tasas de explotación, considerando 3 hipótesis respecto de la biomasa del crucero del año 2013.

Biomasa	Hipótesis alternativas Biomasa crucero año 2013 (t)			Valor Esperado
	< 17000	17000 - 18000	> 18000	
Probabilidad	0.076	0.512	0.412	
u cte	Percentil 10% CTP			
u=usq	2614	2706	2849	2758
u=urms	3703	3834	4037	3908
u cte	Percentil 50% CTP			
u=usq	2756	2848	3003	2905
u=urms	3904	4035	4255	4115



De esta forma, considerando que el recurso camarón nailon de la zona centro-sur se encuentra en una condición de sub-explotación, cercano a la condición de plena explotación, con desembarques equilibrados con los excedentes productivos, se recomienda que para el año 2014 no se sobrepase la tasa de explotación del 17%, que corresponde al nivel urms; es decir la CBA para el año 2014 debería ser inferior a las 3.861 toneladas, considerando un nivel de riesgo de exceder dicha tasa del 10%. Por otra parte, si se desea mantener los actuales niveles poblacionales en el mediano plazo, se recomienda no aumentar los niveles de tasa de explotación de los últimos tres años, los cuales se han mantenido en torno al 12%. En este contexto, utilizando este nivel de tasa de explotación sobre la biomasa total, la CBA para camarón nailon de la zona centro-sur es de 2.725 toneladas.

Finalmente, la captura biológicamente aceptable recomendada para la pesquería del camarón nailon de la II a la VIII Región para el año 2014, considerando la estrategia de explotación  $u=urms$ , no debería exceder las 7.800 toneladas, en tanto que si se considera una tasa de explotación más conservadora, del 12%, consistente con las recomendaciones de CBA de los últimos tres años, la captura biológicamente aceptable (CBA) recomendada es de 5.500 toneladas.



## 7. DISCUSIÓN

Para la evaluación de stock del recurso camarón nailon se realizó una revisión de datos e información disponibles hasta el primer semestre del año 2013, provenientes tanto de publicaciones nacionales como internacionales. Sin embargo, la principal fuente de información utilizada corresponde a la base de datos del Instituto de Fomento Pesquero, la cual es poblada a partir del levantamiento de información que realiza IFOP en el marco del Proyecto Investigación Situación Pesquería Crustáceos desde el año 1995 a la fecha. Complementariamente, se cuenta con datos que fueron levantados a partir del proyecto Diagnóstico de las Principales Pesquerías Nacionales Demersales (Crustáceos) Zona Central (CORFO). En este contexto, las series temporales de biomاسas, estructuras de tallas, índices de abundancia relativa, parámetros vitales, entre otros, son considerados piezas de información fundamentales para entender el funcionamiento del sistema en estudio y constituyen la base de la aplicación de los modelos de evaluación indirecta del stock.

El periodo de modelamiento del stock comprendió desde el año 1978 a 2013 (36 años). Hasta la evaluación indirecta del stock realizada el año 2011 (Montenegro *et al.*, 2012), se utilizó una serie de datos desde 1993 al 2011 (19 años), de forma tal que en la presente evaluación se aumentó la cobertura temporal de la evaluación en 17 años. Sin embargo, existe información anterior a dicho periodo que debe ser analizada y considerar su posible integración al conjunto de datos que actualmente se utiliza para la evaluación indirecta del stock. En los últimos años, el levantamiento de datos que realiza IFOP, ha permitido contar con estimaciones de indicadores como las estructuras de tallas anuales y la captura por unidad de esfuerzo con altos niveles de precisión. Es evidente que los planes de levantamiento de datos de décadas atrás no cuentan con dichas características y en algunos casos los tamaños muestrales, como también los procedimientos de selección de las muestras no se comparan a los actuales estándares de recopilación de información utilizados por IFOP. En efecto, la información disponible en la base de datos IFOP de estructuras de tallas de las capturas de camarón nailon comienza en la década del setenta, sin embargo, al igual que para los datos de desembarques, a inicios de la serie temporal no se cuenta con antecedentes que permitan definir con claridad si los datos corresponden a la zona centro-norte o centro-sur, en particular para los datos de la V Región. No obstante lo anterior, se logró estimar estructuras de tallas desde el año 1984 en adelante para la zona centro-norte y desde el año 1978 en adelante para la zona centro-sur. En el futuro, se debe explorar la factibilidad de implementar un modelo que permita integrar la data de décadas pasadas y evaluar sus bondades y debilidades.

Como ya se señaló, la evaluación del stock del recurso, se realizó por separado para la zona centro-norte (II-IV Región) y zona centro-sur (V-VIII Región). Este enfoque es el que se ha utilizado mayoritariamente en la evaluación indirecta del recurso en las últimas 8 evaluaciones (Quiroz *et al.*, 2005; Contreras *et al.*, 2006; Leal & Contreras, 2007; Montenegro y Bucarey, 2008; Montenegro y Zilleruelo, 2009; Montenegro *et al.*, 2010, Montenegro *et al.*, 2011, Montenegro *et al.*, 2012). Dicha separación en subunidades es coincidente con la división administrativa del recurso y consecuente con las medidas de manejo asociadas a cada una de ellas. No obstante lo anterior, se hace necesario revisar las estimaciones de parámetros relacionados con la historia de vida del recurso



(crecimiento, madurez y mortalidad natural, entre los más relevantes), de forma tal de verificar si existen diferencias significativas en dichos procesos, que ameriten el uso de valores diferenciados por subunidad de pesca.

La estimación de la estructura de edad del primer año de modelación (1978) presentó altos niveles de incertidumbre en ambas zonas de pesca. Esto debido fundamentalmente a que se utilizó el supuesto de que el stock se encontraba bajo explotación con anterioridad a dicho año y por tanto suponer condición de equilibrio inicial es poco realista. Una posible mejora de este problema se podría abordar imponiendo una distribución a priori informativa de la estructura de edad del primer año en torno a una condición de equilibrio

Por otro lado, la dinámica estructurada en edades usada en la evaluación de stock es también utilizada en las proyecciones del mismo, fijándose los reclutamientos futuros en la media a posteriori de los reclutamientos estimados en el período de modelamiento. El horizonte de proyección es de 10 años, lo que permite obtener una visión del impacto en las tendencias de la población frente a distintas tasas de explotación en el corto y mediano plazo. Las tasas de explotación son constantes en el período de simulación, manteniendo la consistencia con estudios anteriores (Contreras *et al.*, 2006; Leal & Contreras, 2007; Montenegro & Bucarey, 2008; Montenegro y Zilleruelo, 2009). Dichas tasas de explotación, además son evaluadas bajo diferentes escenarios de riesgo respecto de la cpue del año y en la disminución del potencial reproductivo, lo que aporta mayores antecedentes sobre la evolución de la población en el tiempo y bajo distintos escenarios de presión extractiva.

Con el propósito de realizar una mejora continua en el proceso de asesoría para la toma de decisiones de manejo de la pesquería de camarón nailon, las futuras evaluaciones indirectas del recurso deberían abordar los siguientes aspectos: (1) se deberán revisar los parámetros de historia de vida del recurso, como la mortalidad natural y los parámetros de crecimiento. Además de esto, se debe continuar con el proceso de integración de toda la información disponible del recurso al modelo de evaluación, incluyendo las series de datos de desembarque anteriores al año 1978 y las estructuras de tallas de los cruceros de evaluación directa, (2) evaluar la factibilidad de incorporar factores de corrección de los desembarques, en particular de las décadas pasadas, dados los antecedentes de subreporte y descartes, (3) continuar con las mejoras del modelo de evaluación, incorporando la validación de los supuestos de lognormalidad de los índices de abundancia y la estimación de los parámetros de dispersión de las verosimilitudes.

Respecto de los puntos biológicos de referencia (PBRs), en el presente informe se presentan los resultados obtenidos de la estimación de los niveles a los cuales se alcanza el objetivo del 40%BD/BDo y los niveles de sub y sobre-explotación 45%BD/BDo y 35%BD/BDo, respectivamente. Estos PBRs fueron estimados utilizando dos aproximaciones: un modelo de producción estructurado en edades, el cual utiliza los modelos de biomasa desovante y rendimiento por recluta en conjunto una relación stock-recluta, los cuales permiten estimar los rendimientos y biomasa desovantes de equilibrio y el modelo de biomasa desovante por recluta. El primero es un modelo más complejo e incorpora explícitamente una relación stock-recluta tipo Beverton-Holt, reparametrizada en términos del escarpamiento o steepness, para el cual se consideró un valor fijo ( $h=0.7$ ), bajo el supuesto de



un nivel de resiliencia<sup>2</sup> media. El segundo es un modelo más simple, pero estimó niveles de explotación a los cuales se alcanzarían los objetivos más elevados que los estimados para el primero, de forma tal que se utilizó el modelo de producción estructurado en edades para determinar el estado de explotación del recurso. Esta aproximación se fundamenta en la existencia de fuertes niveles de incertidumbre en el conocimiento de parámetros claves para la determinación de estos PBRs. En efecto, si por ejemplo, el verdadero valor de la mortalidad natural fuese 2 veces el valor utilizado en estos análisis (es decir de 0.28 a 0.56 año<sup>-1</sup>), el valor de la tasa de explotación a la cual se alcanza el objetivo del 40%BD/BDo caería de un 17% a un 13%. Del mismo modo, cambios en el valor del parámetro de escarpamiento, tienen fuertes impactos en los niveles en que se alcanza el RMS. En este contexto, deben continuarse los esfuerzos en investigación aplicada para reducir las brechas del conocimiento asociadas a la estimación de parámetros claves en la estimación de los PBRs.

---

<sup>2</sup> Resiliencia es la capacidad de un sistema ecológico de regresar a su estado original luego de una perturbación.



## 8. CONCLUSIONES

---

Las conclusiones del estudio son las siguientes:

- En la zona centro-norte, el modelo edad-estructurado estimó para el año 2013 una biomasa total de camarón nailon de entre 20 y 23 mil toneladas, entre 13 y 15 mil toneladas de biomasa vulnerable a la actividad comercial y entre 7 y 8 toneladas de biomasa desovante, en tanto que las proyecciones para inicios del año 2014 señalan que la biomasa total se encontrará entre 22 y 28 mil toneladas, la biomasa vulnerable entre 15 y 18 mil toneladas y la biomasa desovante entre 8 y 9 mil toneladas.
- A partir de la estimación de las tasas de mortalidad por pesca de los últimos 7 años, las tasas de explotación, los niveles de reducción del potencial reproductivo para el mismo período, el análisis de producción del stock y los puntos biológicos de referencia, se concluye que el stock de camarón nailon en la zona centro-norte se encuentra en plena explotación.
- Con la información disponible hasta el primer semestre del año 2013, se estima que para inicios de este año, la biomasa total del stock de camarón nailon en la zona centro-sur se situó entre 23 y 27 mil toneladas, en tanto que la biomasa vulnerable se encontró entre 16 y 20 mil toneladas, mientras que la biomasa desovante se encontró entre 9 y 11 mil toneladas. Por otra parte, las proyecciones para inicios del año 2014 señalan que la biomasa total se encontrará entre 21 y 26 mil toneladas, la biomasa vulnerable entre 16 y 20 mil toneladas y la biomasa desovante entre 8 y 11 mil toneladas.
- A partir de la estimación de las tasas de mortalidad por pesca de los últimos años en la zona centro-sur, las tasas de explotación, los niveles de reducción del potencial reproductivo, los puntos biológicos de referencia y el análisis de producción del stock, podemos concluir que el stock de camarón nailon en la zona centro-sur se encuentra en sub-explotación, cercana a la condición de plena explotación.
- Considerando que el camarón nailon en la zona centro-norte se encuentra en plena explotación, se recomienda que para el año 2014 no se sobrepase la tasa de explotación  $u_{rms}=17\%$ . Así, la CBA debería ser no superior a 3.936 toneladas. No obstante lo anterior, considerando que este nivel de explotación equivale a casi triplicar la presión extractiva sobre el recurso, se recomienda mantener la estrategia de explotación recomendada en los últimos estudios de evaluación indirecta de stock, utilizando una tasa de explotación sobre la biomasa total del 12%, lo que permite recomendar para la zona centro-norte una captura biológicamente aceptable para el año 2014 de 2.778 toneladas.
- Considerando que el recurso camarón nailon de la zona centro-sur se encuentra en una condición de sub-explotación, cercano a la condición de plena explotación, con



desembarques equilibrados con los excedentes productivos, se recomienda que para el año 2014 no se sobrepase la tasa de explotación del 17%, que corresponde al nivel urms; es decir la CBA para el año 2014 debería ser inferior a las 3.861 toneladas, considerando un nivel de riesgo de exceder dicha tasa del 10%.

- Si se desea mantener los actuales niveles poblacionales en el mediano plazo en la zona centro-sur, se recomienda no aumentar los niveles de tasa de explotación de los últimos tres años, las cuales se han mantenido en torno al 12% y que corresponde a una CBA de 2.725 toneladas.
- La captura biológicamente aceptable (CBA) recomendada para la pesquería del camarón nailon de la II a la VIII Región para el año 2014, considerando la estrategia de explotación  $u=urms$ , no debería exceder las 7.800 toneladas.
- Si se considera una tasa de explotación más conservadora, del 12%, consistente con las recomendaciones de CBA de los últimos tres años, la captura biológicamente aceptable recomendada para la pesquería del camarón nailon de la II a la VIII Región para el año 2014, es de 5.500 toneladas.



## 9. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acuña, E. y H. Arancibia. 1996. Evaluación directa del stock de camarón nylon (*Heterocarpus reedi*) por el método de área de barrida, en la zona de operación de la flota arrastrera de las Regiones II y IV. Informe Final Proyecto UCN, INPESCA, Empresas Pesqueras Coquimbo y Caldera. 75 pp.
- Acuña, E., H. Arancibia, R. Roa, R. Alarcón, C. Díaz, A. Mujica, F. Winkler, I. Lépéz, L. Cid. 1997. Análisis de la pesquería y evaluación indirecta del stock de camarón nylon (II a VIII regiones). FIP N° 95-06. U. Católica del Norte.
- Acuña, E., M. Andrade, L. Cubillos, H. Arancibia, J. Moraga, A. Mujica, M. Berríos, D. Lancelloti, J.C. Villarroel, P. Haye y W. Stotz. 2007. "Determinación de Zonas y Épocas de Reclutamiento de camarón nylon, langostino amarillo y langostino colorado en las regiones III y IV, año 2007. Informe Final. Proyecto FIP N° 2004-45, 345 pp.
- Acuña, E., R. Alarcón, H. Arancibia, L. Cid, A. Cortés y L. Cubillos. 2010. Evaluación directa de camarón nylon entre la II y VIII Regiones, año 2009. Pre-Informe final corregido, Proyecto FIP N° 2009-16, 271 pp.
- Andrade, H. y P. Báez. 1980. Crustáceos decápodos asociados a la pesquería de *Heterocarpus reedi* Bahamonde 1955 en la zona central de Chile. Bol. Mus. Nac. Hist. Nat. Chile, 37:261-267.
- Arana, P. y M. Tiffou. 1970. Madurez sexual, sexualidad y fecundidad del camarón nylon (*Heterocarpus reedi*). Inv. Mar., 1(11): 261-284.
- Arana, P. & Nakanishi, A. 1971. La pesquería del Camarón Nylon (*Heterocarpus reedi*) frente a la costa de Valparaíso. Invest. Mar. 2, 61-92.
- Arana, P., T. Melo, L. Noziglia, I. Sepúlveda, N. Silva, G. Yany y E. Yáñez. 1975. Los Recursos Demersales de la Región de Valparaíso. Rev. Com. Perm. Pacífico Sur, 3:39-61.
- Arana, P., L. Noziglia y G. Yany. 1976. Crecimiento, reproducción, factor de condición y estructura poblacional del camarón nylon (*Heterocarpus reedi*) (Crustacea, Decapoda, Caridea). Cienc. y Tec. Del Mar, CONA 2:3-98.
- Arlot S, A Celisse. 2010. A survey of cross-validation procedures for model selection. Statistics Surveys, 4, (2010), 40-79 (electronic). DOI: 10.1214/09-SS054.
- Báez, P., y S. Palma. 2001. Índice Bibliográfico Sobre Biodiversidad Acuática de Chile: Larvas de crustáceos Decápodos (Crustacea, Decapoda). Cienc. Technol. Mar, 24:115-119.



- Bahamonde, N. y G. Henríquez. 1970. Sinopsis de datos biológicos sobre el camarón (*Heterocarpus reedi* Bahamonde, 1955). FAO Fish. Rep., 4(51):1601-1621.
- Beverton, R and S. Holt, 1959. A review of the lifespans and mortality rates of fish in nature, and their relation to growth and other physiological characteristics. In: CIBA Foundation, colloquia on ageing. Vol 5. The lifespan of animals, edited by G.E.W. Wolstenholme and M. O'Connor. London. Churchill, Vol 5:142-180.
- Bull, B.; Francis, R.I.C.C.; Dunn, A.; McKenzie, A.; Gilbert, D.J.; Smith, M.H. 2005. CASAL (C++ algorithmic stock assessment laboratory): CASAL User Manual v2.07-2005/08/21. NIWA Technical Report 127. 274 p.
- Cadrin, S. X. 2000. Evaluating Two Assessment Methods for Gulf of Maine Northern Shrimp Based on Simulations. J. Northw. Atl. Fish. Sci., Vol. 27: 119–132.
- Canales, C., C. Montenegro, T. Peñailillo, H. Pool y C. Vicencio. 1999. Evaluación Indirecta del stock de camarón nailon en el litoral de la II a VIII Regiones. FIP N° 97-24. IFOP/SUBPESCA
- Canales, C., C. Montenegro y T. Peñailillo. 2000. Investigación Evaluación de Stock y CTP Camarón nailon, 2001. IFOP/SUBPESCA.
- Contreras, F. J.C. Quiroz y C. Montenegro. 2006. Investigación Evaluación de Stock y CTP Camarón nailon, 2006. IFOP/SUBPESCA.
- DAP, 2013. Directrices para la Explotación de los Recursos Pesqueros Nacionales: Consideraciones y Estándares de Aplicación. Documento Técnico Revisado N°01-2013. División de Administración Pesquera, Subsecretaría de Pesca, Chile. 32 p.
- Doubleday, W.G. 1976. A least squares approach to analyzing catch at age data. Int. Comm. Northwest Atl. Fish. Res. Bull.12: 69–81.
- Efron B, G Gong (1983) A leisurely look at the bootstrap, the jackknife and cross-validation. American Statistician 37: 36-48.
- Fournier, D. and C.P. Archibald. 1982. A general theory for analyzing catch at age data. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39, 1195-1207.
- Fournier, David A., Hans J. Skaug, Johnnoel Ancheta, James Ianelli, Arni Magnusson, Mark N. Maunder, Anders Nielsen & John Sibert. 2012. AD Model Builder: using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models, Optimization Methods and Software, 27:2, 233-249.



- Fox, W. 1975. Fitting the generalized stock production model by least-squares & equilibrium approximation. *Fish. Bull.* 73, 23-26.
- Francis, R. I. C. C., and Shotton, R. 1996. "Risk" in fisheries management: a review. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 1699–1715.
- Gálvez L., M. 1997. Remoción del potencial reproductivo por efecto de la pesca: el caso del camarón nailon (*Heterocarpus reedi* Bahamonde, 1955). *Investigaciones Marinas*. 1997, Vol. 25:187-202.
- Garcia, S. y L. Le Reste. 1986. Ciclos vitales, dinámica, explotación y ordenación de las poblaciones de camarones peneidos costeros. *FAO Doc. Tec. Pesca*, 203: 180 pp
- Glaser, Sarah M., Hao Ye, Mark N. Maunder, Alex D. MacCall, Michael J. Fogarty, and George Sugihara. (2011) Detecting and forecasting complex nonlinear dynamics in spatially-structured catch-per-unit-effort time series for North Pacific albacore (*Thunnus alalunga*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 68: 400-412.
- Gopala Menon, P. 1971. Decapod Crustacea from the international Indian Ocean Expedition: the larval development of *Heterocarpus* (Caridea). *J. Zool., Lond.* (1972), 167, 371-397.
- Gulland, J. A. & Boerema, L. K. 1973. Scientific advice on catch levels. *Fish. Bull.* 71, 325-335.
- Haltuch, M. A., A. E. Punt and M. W. Dorn. 2008. Evaluating alternative estimators of fishery management reference points. *Fisheries Research*. 94: 290–303.
- Hilborn, R., Pikitch, E.K. and M.K. McAllister. 1994. A Bayesian estimation and decision analysis for an age-structured model using biomass survey data. *Fish. Res.* 19, 17-30.
- Hilborn, R., M. Maunder, A. Parma, B. Ernst, J. Payne and P. Starr. 2003. Coleraine: A generaleralized age-structured stock assessment model users manual. Version 2.0. School of Aquatic & Fishery Sciences, University of Washington. FRI-UW Report Series 0116. 58 pp.
- Hinton MG, MN Maunder. 2003. Methods for standardizing CPUE and how to select among them. Document SCRS/03/034; 2003.
- Holmes, E. E., Sabo, J. L., Viscido, S. V., and Fagan, W. F. 2007. A statistical approach to quasi-extinction forecasting. *Ecology Letters* 10:1182–1198.



- Kell LT, De Oliveira JAA, Punt AE, McAllister MK, Kuikka S. Operational management procedures: An introduction to the use of management strategy evaluation frameworks. In: Motos L, Wilson DC (eds). *The Knowledge Base for Fisheries Management, Developments in Aquaculture and Fisheries Science*, 36. Elsevier, Amsterdam. 2006; 379–407.
- Leal, E. y F. Contreras. 2007. Investigación Evaluación de Stock y CTP Camarón nailon, 2007. IFOP/SUBPESCA.
- Lee, Hui-Hua, M. N. Maunder, K. R. Piner and R. D. Methot. 2011. Estimating natural mortality within a fisheries stock assessment model: An evaluation using simulation analysis based on twelve stock assessments. *Fisheries Research* 109:89–94.
- Linhart, H. and W. Zucchini. 1986. *Model selection*. John Wiley. N.Y. 301 p.
- Maunder, M. N., y Watters, G.M. 2003. A-SCALA: an age structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. *Inter-American Tropical Tuna Commissions Bulletin*, 22: 433-582.
- Maunder, M.N. and Harley, S.J. 2011. Using cross validation model selection to determine the shape of nonparametric selectivity curves in fisheries stock assessment models. *Fisheries Research* 110: 283-288.
- McAllister, M.K., Pikitch, E.K., Punt, A.E. and Hilborn, R. 1994. A Bayesian approach to stock assessment and harvest decisions using the sampling / importance resampling algorithm. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51, 2673-2687.
- McAllister M.K. and J.N. Ianelli. 1997. Bayesian stock assessment using catch-age data and the sampling-importance resampling algorithm. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54, 284-300.
- McAllister M.K. y G.P. Kirkwood 1998. Bayesian stock assessment: a review and example application using the logistic model. *ICES Journal of Marine Science*, 55: 1031-1060
- McAllister, M. K. , P. J. Starr, V. R. Restrepo, and G. P. Kirkwood. 1999. Formulating quantitative methods to evaluate fishery-management systems: what fishery processes should be modelled and what trade-offs should be made?. *ICES Journal of Marine Science*, 56: 900–916.
- MathWorks Inc. 2002. Software de programación técnica MATLAB 6.5.
- MINECOM. 1995. Decreto Supremo N° 611/1995. Establece la pesquería de camarón nailon en Estado y Régimen de Plena Explotación. Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción- Subsecretaría de Pesca.



- MINECOM. 1998. Decreto Exento N° 92/1998. Establece veda biológica para el recurso Camarón nailon, en área y período que se indica. Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción- Subsecretaría de Pesca.
- MINECOM. 2000. Decreto Exento N° 423/2000. Establece veda biológica para el recurso Camarón nailon *Heterocarpus reedi*, en el área marítima entre la V y X Región. Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción- Subsecretaría de Pesca.
- MINECOM. 2004. Decreto Exento N° 1039/2004. Establece veda biológica para el recurso Camarón nailon en el área y período que se indica. Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción- Subsecretaría de Pesca.
- MINECOM. 2011. Decreto Exento N° 1251/2011. Establece Cuotas Globales Anuales de Captura para las unidades de pesquería sometidas a límite máximo de captura, año 2012. Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción – Subsecretaría de Pesca.
- Mistakidis, M. y G. Henríquez. 1966. Informe sobre investigaciones exploratorias de langostinos y camarones en la zona de Constitución – Isla Mocha, octubre-noviembre 1965. Publnes. Inst. Fom. Pesq., 16:37 pp.
- Monardes, M. y C. Olate. 1996. Estructura de tallas y relación talla-peso en el camarón nailon (*Heterocarpus reedi*) entre la II y la VIII Región. Mayo-agosto 1996. Estad. Doc., Univ. Católica de Valparaíso, 46/96:15 - 48.
- Montenegro, C., G. Arriagada, M. Zilleruelo, M. Nilo, E. Palta, C. Toledo y P. Gálvez. 2005. Informe Final Proyecto Investigación Situación Pesquerías Crustáceos, 2004. SUBPESCA/IFOP.
- Montenegro, C. y D. Bucarey. 2008. Investigación evaluación de stock y CTP Camarón Nailon 2008. Informe Final. Instituto de Fomento Pesquero, IFOP.
- Montenegro, C., D. Bucarey, M. Zilleruelo, D. Párraga. 2009a. Investigación Evaluación de Stock y CTP Langostino Amarillo, 2009. Informe final. Instituto de Fomento Pesquero, IFOP.
- Montenegro, C., D. Bucarey, M. Zilleruelo, D. Párraga. 2009b. Investigación Evaluación de Stock y CTP Langostino Colorado, 2009. Informe Final. Instituto de Fomento Pesquero, IFOP.
- Montenegro, C. y M. Zilleruelo. 2009. Investigación y Evaluación CTP Camarón Nailon 2009, Informe Final. 50 pp.
- Montenegro, C., D. Bucarey, M. Zilleruelo, D. Párraga. 2010. Investigación y Evaluación CTP Camarón Nailon 2010, Informe Final. 66 pp.



- Montenegro, C., D. Bucarey, M. Zilleruelo, D. Párraga. 2011. Investigación del estatus y estrategias de explotación sustentables de las principales pesquerías chilenas. Crustáceos demersales. Camarón nailon. Informe Final. 86 pp.
- Montenegro, C., D. Bucarey, M. Zilleruelo, D. Párraga. 2011. Investigación del estatus y estrategias de explotación sustentables de las principales pesquerías chilenas. Crustáceos demersales. Camarón nailon. Informe Final. 86 pp.
- Montenegro, C., D. Bucarey, M. Zilleruelo, D. Párraga. 2012. Convenio “Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2012”. Camarón nailon. Informe Final. Instituto de Fomento Pesquero, 92 pp + anexos.
- Montenegro, C., D. Bucarey, M. Zilleruelo, D. Párraga. 2013. Convenio “Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2013”. Camarón nailon. Informe Final. Instituto de Fomento Pesquero, 104 pp + anexos.
- NRC. 1998. Improving Fish Stock Assessments. Committee on Fish Stock Assessment Methods, Ocean Studies Board, Commission on Geosciences, Environment, and Resources, National Research Council, USA. National Academy Press, Washington, D.C.
- Ntzoufras, I. 2009. Bayesian Modeling Using WinBUGS. Wiley Series in Computational Statistics.
- Punt, A. 2003. Extending production models to include process error in the population dynamics. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*: 60: 1217-1228.
- Punt, AE. 2008. Refocusing stock assessment in support of policy evaluation. Pages 139-152 in K Tsukamoto, T Kawamura, T Takeuchi, TD Beard, Jr, MJ Kaiser (eds), *Fisheries for Global Welfare and Environment*, 5th World Fisheries Congress 2008. Terrapub, Tokyo.
- Punt, A. E. & Kennedy, R. B. 1997. Population modelling of Tasmanian rock lobster, *Jasus edwardsii*, resources. *Mar. Freshwater Res.* 48, 967-980.
- Punt, A.E. and D.S. Butterworth. 1993. Variance estimates for fisheries assessment: their importance and how best to evaluate them. p. 145-162. In: S.J. Smith, J.J. Hunt and D. Rivard [Ed.] *Risk evaluation and biological reference points for fisheries management*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci. Spec. Publ.* 120.
- 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.

- Roa, R., B. Ernst. 1996. Age structure, annual growth, and variance of size-at-age of the shrimp *Heterocarpus reedi*. Marine Ecology Progress series, Vol. 137: 59 – 70.
- Rosenberg, A.A., and V.R. Restrepo. 1994. Uncertainty and risk evaluation in stock assessment advice for U.S. marine fisheries. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 2715-2720.
- Shono H. 2008. Application of the Tweedie distribution to zero-catch data in CPUE analysis. Fisheries Research 93 (2008) 154–162
- Sullivan, P. J., H.-L. Lai y V. F. Gallucci. 1990. A catch-at-Length Analysis that Incorporates a Stochastic Model of Growth. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 47: 184-198.
- Sullivan, P. J. 1992. A Kalman filter approach to catch-at-length analysis. Biometrics 48:237-257.
- Walters, C.J. and Ludwig, D. 1994. Calculation of Bayes posterior probability distributions for key population parameters. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51, 713-722.
- Wehrtmann, I. y P. Báez. 1997. Larvas y estadios tempranos de desarrollo de crustáceos decápodos de Chile: descripciones publicadas. Invest. Mar. Valparaíso, 25:263-276.
- Ziller, S. 1993. Crecimiento, mortalidad y talla de primera captura del camarón nylon (*Heterocarpus reedi*) en la zona de Valparaíso. Tesis Escuela de Ciencias del Mar, UCV, 132 pp.
- Zilleruelo, M, D. Cáceres, C. Montenegro y C. Bravo. 2006. Informe Final Proyecto Investigación Situación Pesquerías Crustáceos, 2005. SUBPESCA/IFOP. 139 pp + anexos.



# **A N E X O S**

---



# **A N E X O I**

---

Sobre la definición de PBRs en el contexto de la LGPA





## Sobre la definición de PBRs en el contexto de la LGPA

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

### 1. Normas y definiciones internacionales

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

#### Puntos biológicos de referencia:

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

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

#### Acciones de manejo



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

### **Rendimiento Máximo sostenido**

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

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

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

Además establece, en la letra C del artículo 3°, el Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) como punto biológico de referencia objetivo empleado para la determinación de la cuota global de captura, entendiéndose así la declaración "Mantener o llevar a la pesquería hacia el rendimiento máximo sostenible considerando las características biológicas de los recursos explotados". Aquí es explícito el hecho que la principal diferencia entre el enfoque precautorio definido en la LGPA y el enfoque



precautorio en ciencia pesquera, es que en la LGPA chilena se considera el RMS como un objetivo de administración y no como un límite, lo cual vuelve menos precautorio el enfoque chileno.

## 2. Estados de explotación

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

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

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

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

### **59) Estado de situación de las pesquerías:**

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

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

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



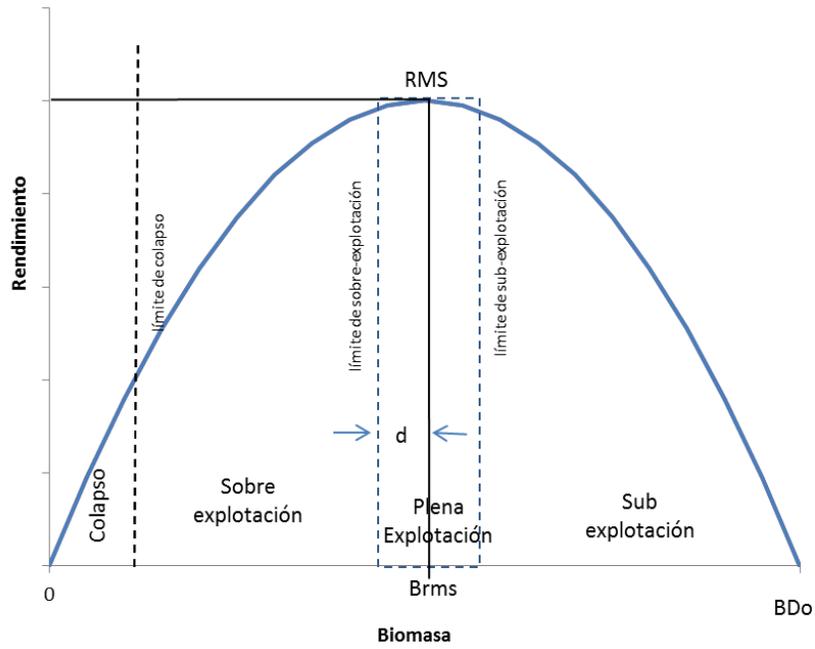
*Pesquería agotada o colapsada: aquella en que la biomasa del stock es inferior a la biomasa correspondiente al punto biológico límite que se haya definido para la pesquería, no tiene capacidad de ser sustentable y cuyas capturas están muy por debajo de su nivel histórico, independientemente del esfuerzo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

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

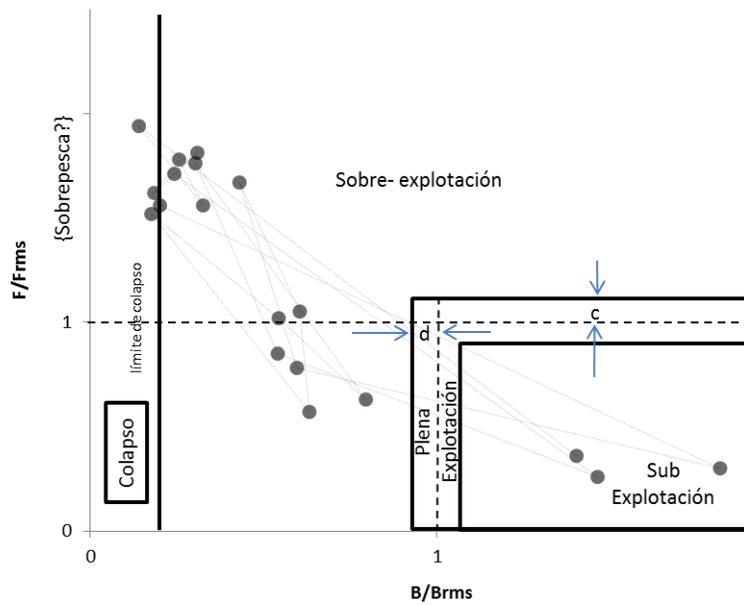
En la **Figura 1** se ilustra la interpretación de estas definiciones sobre un diagrama que representa la curva de producción de largo plazo respecto de la biomasa, en tanto que en la **Figura 2** se extiende esta interpretación sobre la relación de biomasa y mortalidad por pesca relativizada a los valores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

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

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



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



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



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

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

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

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

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

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

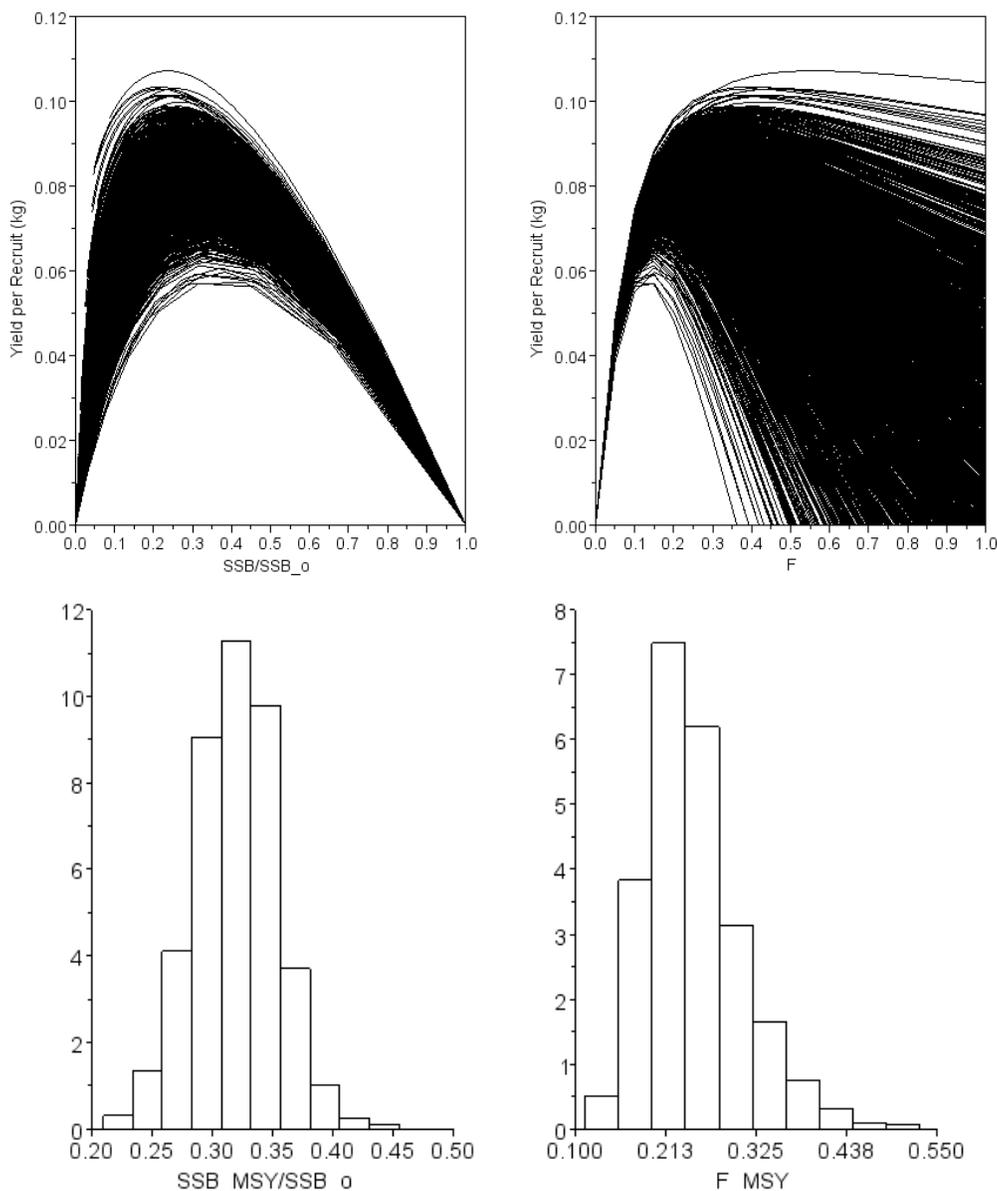


asimilar al límite de colapso usado históricamente a nivel internacional que corresponde al 20% de la biomasa desovante virginal.

### **3. Criterios para la definición de límites**

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

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



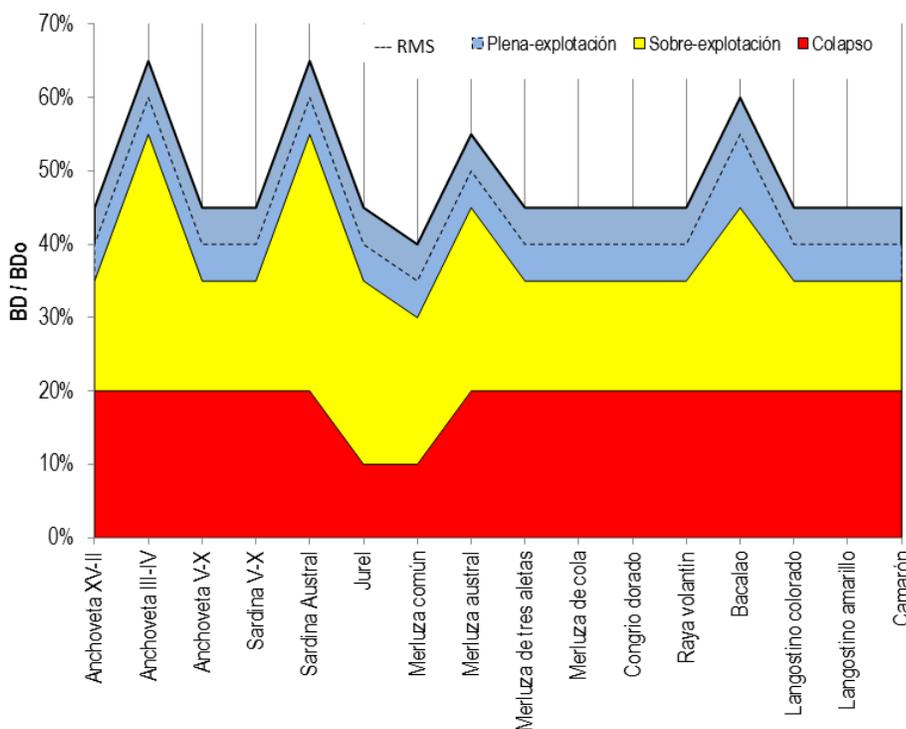
**Figura 3.** Curvas de biomasa, capturas y mortalidad por pesca de equilibrio del jurel, y distribución de probabilidades de la reducción de stock y mortalidad por pesca que genera el RMS (Fuente: Canales, 2012a).

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

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

Considerando el desarrollo anterior y revisado los antecedentes de cada recurso, en la **Tabla 1** y **Figura 4** se proponen los referentes límites y objetivos que serán considerados para definir la condición de explotación durante el 2013. Estos referentes son en su mayoría proxys del RMS y serán revisados en el proyecto “Revisión de los puntos biológicos de referencia (Rendimiento Máximo Sostenido) en las pesquerías Nacionales” que realiza IFOP, y en los Comité Científico Técnicos.

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



**Figura 4.** Puntos de Referencia objetivo y límites por recurso según estado de explotación.



**Tabla 1.**  
Puntos de Referencia objetivo y l3mites por recurso para definir su estado y criterio de explotaci3n.

	BDo(*)	Proporci3n de BDo				Mortalidad por pesca (F)			RMS	Referencia
		L3mite sub-explotaci3n	Objetivo	L3mite sobre-explotaci3n	L3mite colapso	L3mite sub-explotaci3n	Objetivo	L3mite sobre-explotaci3n		
Anchoveta XV-II	1	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-
Anchoveta III-IV	1	65%	60%	55%	20%	F65% BDo	F60% BDo	F55% BDo	3	-
Anchoveta V-X	1	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	4	Canales y Zuñiga, 2012
Sardina V-X	1	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	4	Zuñiga y Canales, 2012
Sardina Austral	1	65%	60%	55%	20%	F65% BDo	F60% BDo	F55% BDo	3	-
Jurel	2	45%	40%	35%	10%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	4	Canales, 2012
Merluza com3n	2	40%	35%	30%	10%	F40% BDo	F35% BDo	F30% BDo	4	Tascheri, 2012
Merluza austral	2	55%	50%	45%	20%	F55% BDo	F50% BDo	F45% BDo	4	Quiroz <i>et al</i> , 2012
Merluza de tres aletas	1	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-
Merluza de cola	2	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-
Congrio dorado	2	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-
Raya volant3n	2	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-
Bacalao	2	60%	55%	45%	20%	F60% BDo	F55% BDo	F45% BDo	4	Quiroz y Wiff, 2012
Langostino colorado	1	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-
Langostino amarillo	1	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-
Camar3n	1	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-

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



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

<b>Forma y descripción de cálculo</b>	
(1) BD0 de equilibrio	Es la biomasa desovante de equilibrio virginal de los modelos stock-recluta (B-H, Ricker, etc.).
(2) BD0 dinámico	Es la biomasa desovante potencial que resultaría de una condición sin pesca, calculada a partir de los reclutamientos estimados en la evaluación de stock.
(3) PBR "Proxy"	PBR que sustituye al PBR real. Se estimada como un porcentaje del potencial reproductivo, aproximado como la biomasa desovante por recluta sin pesca.
(4) F rms.	Mortalidad por pesca asociada al RMS estimada desde un modelo de evaluación de stock.
Límite de sub-explotación	El porcentaje de BDo que genera en el RMS más 5 unidades porcentuales o su equivalente en mortalidad por pesca o tasa de explotación en el largo plazo.
Límite de Sobre-explotación	El porcentaje de BDo que genera en el RMS menos 5 unidades porcentuales o su equivalente en mortalidad por pesca o tasa de explotación en el largo plazo.
Límite de colapso	El porcentaje de BDo que compromete severamente la renovación del stock.
%BD0 en RMS	El porcentaje de la BDo que genera en el RMS.
%BD0	Proporción de la biomasa desovante con respecto a BD0.
F/Frms	Indicador de la variación de la mortalidad por pesca respecto a la F que genera el RMS.



## 5. Referencias Bibliográficas

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



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



## **A N E X O II**

---

Reporte de reuniones de coordinación bilaterales IFOP-SUBPESCA





## **Reporte 1ra Reunión**

### **Marco de Referencia para el diagnóstico de los recursos pesqueros 2013**

Auditorio IFOP, Valparaíso 20 de agosto 2013

---

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

#### **Sobre la definición de sobre-explotación**

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

#### **Sobre la definición de objetivos y límites**

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



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

- Se indicó que el uso de  $F_{xx}\%$  constante para la estimación de CBA debería quedar inserto como parte de reglas de estrategias de explotación, esto considerando que la LGPA define claramente los PBR objetivo y límite y por tanto debería definirse una estrategia de explotación (tasa explotación constante, captura constante, escape constante, o una combinación) que sea consecuente con los objetivos de conservación y el estado de explotación. Con esto, el punto biológico actual debería mostrar cuan cerca o lejos se está de la regla y como debería ser corregido para alcanzar el objetivo.
- A la hora de establecer el estado de explotación de los recursos, este deberá ser basado en medidas de riesgo o probabilidad de exceder el criterio definido como límite. Al respecto, se podría calificar de sobre-explotación cuando la probabilidad que la reducción de la biomasa exceda el 50% de estar bajo el referente límite (p.ej.  $35\%B_0$ ). Vale decir, se considera la distribución de probabilidad de la reducción poblacional respecto del criterio objetivo fijo sin incertidumbre.

### **Sobre las recomendaciones de cuota biológicamente aceptable**

- Sin perjuicio del estado de situación de los recursos, las recomendaciones de capturas biológicamente aceptables o acciones de recuperación en aquellos stocks sobre-explotados, deberán estar sustentadas por criterios tipo “rampla” de la biomasa respecto de la mortalidad por pesca/capturas. Es decir, la aplicación de mortalidad por pesca (o captura) constante mientras la biomasa no baje de un valor límite, situación en la cual la disminución en  $F$  (o captura) es proporcional a la reducción poblacional. En este sentido el CCT podrá proponer las estrategias de explotación y en el futuro deberán quedar definidas en los planes de manejo, según los objetivos de conservación y sustentabilidad establecidos en la LGPA.

### **Sobre el diagrama de explotación B-F**

- En el diagrama de explotación B-F o marco biológico de referencia, la escala de las biomasa y mortalidad por pesca debieran ser relativas al RMS o su proxy. Sin perjuicio de esto, el CCT deberá determinar la frecuencia de revisión en función de los cambios observados en la productividad de los stocks y en el comportamiento espacio temporal de la mortalidad (patrones de explotación).

### **Varios**

- Sin perjuicio del informe que sea entregado en Septiembre, el proceso de asesoría posterior se podría traducir en análisis complementarios a discutir en los Comités Científico técnico.



## Reporte 2da Reunión

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

Auditorio IFOP, Valparaíso 26 de agosto 2013

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

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

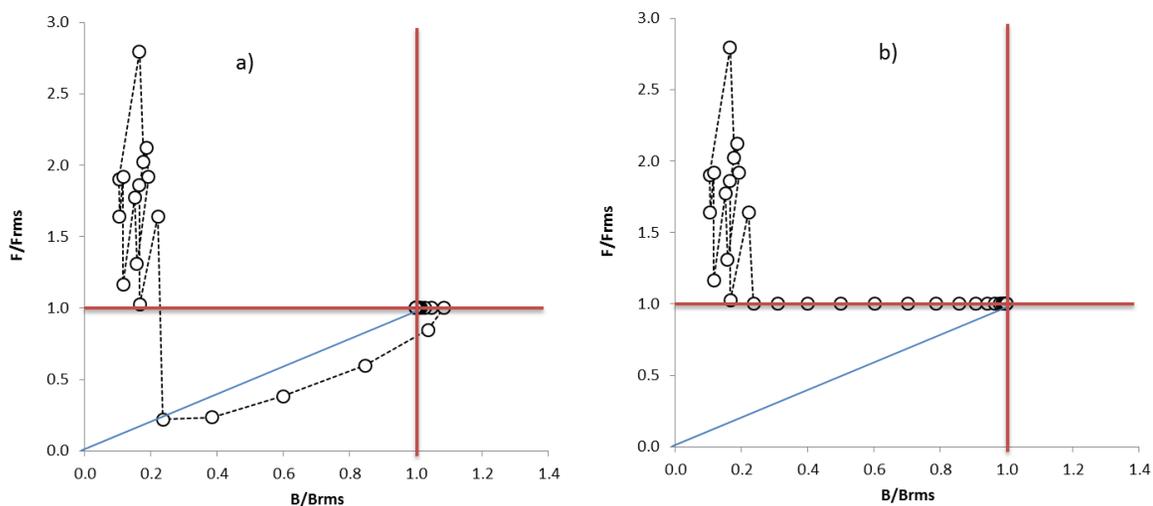


Figura 1: Simulación de un diagrama B-F con referentes del RMS: (a) regla de decisión con modelo rampa, (b) criterio  $F$  constante

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

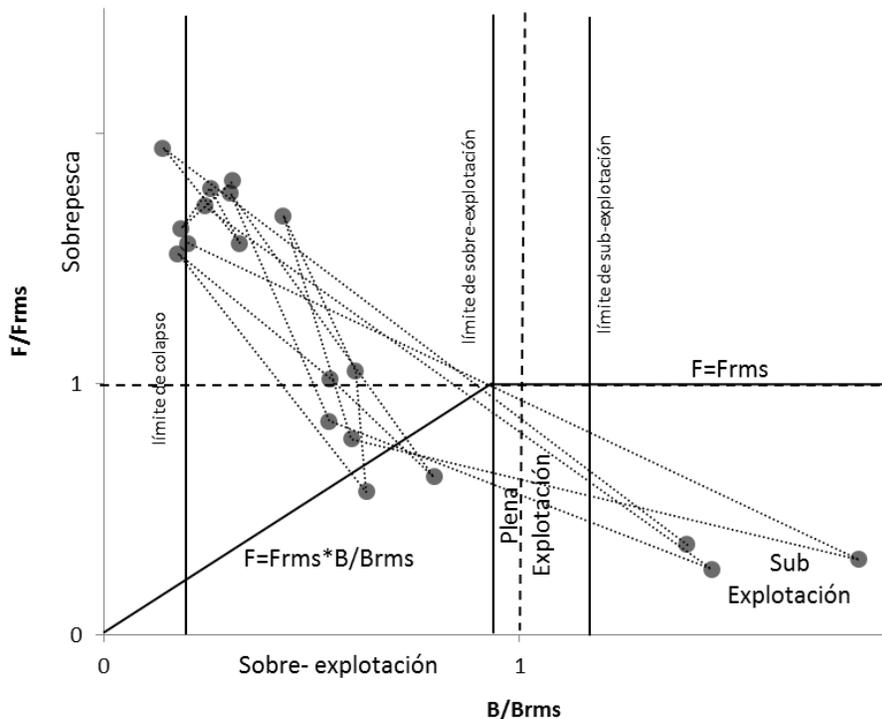


Figura 2: Diagrama B-F tipo y regla de explotación

- En el régimen de plena y sub explotación ( $B > Brms$ ), la aplicación del Frms y su respuesta en términos de CBA debería considerar como elemento precautorio el riesgo del 10% de exceder el Frms.



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



## Marco de Referencia para el Diagnóstico de los Recursos Pesqueros 2013

### Auditorio IFOP

Martes, 20 de agosto de 2013

#### LISTADO DE ASISTENTES

	NOMBRE	FIRMA	PROYECTO
1	Cristina Cordero		IFOP
2	Francisco Contreras		IFOP
3	Jorge Fariña A.		SJP
4	L. Camila Restos		SSP
5	Laura Flores		SSP
6	Sandra Hernández		SSP
7	Victor Espeso B.		SSP
8	Felipe Campodónico		SSP
9	Alejandro Kuskef		SJP
10	Doris Bucarey		IFOP
11	Mariella Canales		IFOP
12	Fernando Espindola R.		IFOP
13	Juan Carlos Delgado		IFOP
14	Ignacio Pardo		IFOP
15			
16			



## Marco de Referencia para el Diagnóstico de los Recursos Pesqueros 2013

### Auditorio IFOP

Lunes, 26 de agosto de 2013

#### LISTADO DE ASISTENTES

	NOMBRE	FIRMA	PROYECTO
1	Cristina Cordero		IFOP
2	ERSON WIAL F		IFOP
3	Francisco Contreras		IFOP
4	Fernando Espíndola R		IFOP
5	Mariella Canales	Mile	IFOP
6	Marta José Zúñiga		IFOP
7	Doris Bucarey		IFOP
8	Verónica Rubio		SSP
9	L. Conito Postos		SSP
10	Victor Espejo		SSPA
11	Zenia Hernández		SSP
12	Joselyn Flores		SSP
13	Quenda Guzmán		SSPA
14			
15			
16			



## **A N E X O III**

---

**Códigos computacionales utilizados en el estudio**





## Códigos en lenguaje Matlab 6.5

### 1. ESTIMACION DEL MAXIMO DE LA DENSIDAD A POSTERIORI

```
clc
clear
t = clock;

%=====
% Lee archivos de datos
[filename, pathname] = uigetfile('* .mat', 'Elija un archivo de datos');
load(filename);

%=====
% lectura de parametros iniciales

[filename, pathname] = uigetfile('* .txt', 'Elija un archivo de parametros de partida');

p0 = load(filename);
p0 = p0.*unifrnd(0.95,1.05,length(p0),1);

%=====
%CONFIGURACION CLASICA DE OPTIONS
options = optimset('LargeScale','off','MaxFunEvals',500000, 'LineSearchType','quadcubic',...
'Display','iter','MaxIter',10000,'Diagnostic','on'); %'quadcubic cubicpoly

[p,FVAL,EXITFLAG,OUTPUT,GRAD,H]=fminunc('modeledad',p0,options,desemb,cpue_obs,Bobs,Cm,Ch,pesom,pesoh,T
allas,anos,msex,edades,Linfm,Km,Linfh,Kh,psmobs,M,Lm,Lh);

if EXITFLAG>0
    msgbox('El modelo converge a una solucion. Modelo Ajustado','Modelo Edad-estructurado con datos en tallas','help')
else
    msgbox('El modelo no converge a una solucion fiable','Modelo Edad-estructurado con datos en tallas','warn')
end

save apars_ok.txt p -ascii -double
save Hess_ok.txt H -ascii -double

tiempo=etime(clock,t)/60
```

### 2. MODELO DE EVALUACIÓN

```
clear

%=====
% Lee archivos de datos
[filename, pathname] = uigetfile('* .mat', 'Elija un archivo de datos');
```



```
load(filename);

%=====
% lectura de parametros iniciales

[filename, pathname] = uigetfile('*.*txt', 'Elija un archivo de parametros');

p0 = load(filename);

%=====
% Define parametros      %Soporte
L50fm=exp(p0(1));      %R+
rankfm=exp(p0(2));    %R+
L50fh=exp(p0(3));     %R+
rankfh=exp(p0(4));    %R+
Nom(:,1)=exp(p0(5:10)); %R+
Noh(:,1)=exp(p0(11:16)); %R+
R=exp(p0(17:51));    %R+
Fcr=exp(p0(52:87));  %R+
cvm=exp(p0(88));     %R+
cvh=exp(p0(89));     %R+
alpha=exp(p0(90));   %R
betha=exp(p0(91));   %R

%=====
nanos=length(anos);
%=====
% calculo de la matriz clave talla-edad machos
for i=2:length(edades)
    Lm(i)=Linfm*(1-exp(-Km))+exp(-Km)*Lm(i-1);
end

sm = cvm*Lm;
for i=1:length(edades);
    Pm(:,i)=normpdf(Tallas,Lm(i),sm(i));
end
Pm=Pm./(ones(length(Tallas),1)*sum(Pm+eps));

%=====
% calculo de la matriz clave talla-edad hembras
for i=2:length(edades)
    Lh(i)=Linfh*(1-exp(-Kh))+exp(-Kh)*Lh(i-1);
end

sh = cvh*Lh;
for i=1:length(edades);
    Ph(:,i)=normpdf(Tallas,Lh(i),sh(i));
end
Ph=Ph./(ones(length(Tallas),1)*sum(Ph+eps));

%=====
% Selectividad flota A LA TALLA
```



```
%Machos a la talla
sf_mtallas=1./(1+exp(-log(19)*(Tallas-L50fm)/(rankfm)));
sf_mtallas=[repmat(sf_mtallas,1,nanos)];

%Machos a la edad
sf_mage=Pm*sf_mtallas;
sf_mage=sf_mage/max(sf_mage+eps);
sf_mage=[repmat(sf_mage,1,nanos)];

%Hembras a la talla
sf_htallas=1./(1+exp(-log(19)*(Tallas-L50fh)/(rankfh)));
sf_htallas=[repmat(sf_htallas,1,nanos)];

%Hembras a la edad
sf_hage=Ph*sf_htallas;
sf_hage=sf_hage/max(sf_hage+eps);
sf_hage=[repmat(sf_hage,1,nanos)];

% Selectividad flota ultimo año
sf_magef = sf_mage(:,end);
sf_hagef = sf_hage(:,end);

%=====
% calculo proporcion sexual en la abundancia vulnerable (año inicial);
Nomv=Nom.*sf_mage(:,1);
Nohv=Noh.*sf_hage(:,1);
psh = sum(Nohv)./sum(Nomv+Nohv);
psm = sum(Nomv)./sum(Nomv+Nohv);

%=====estimacion de los vectores de mortalidad del primer anho
Fm(:,1)=sf_mage(:,1)*Fcr(1);
Fh(:,1)=sf_hage(:,1)*Fcr(1);
Zm(:,1)=Fm(:,1)+M;
Zh(:,1)=Fh(:,1)+M;

%=====dinamica de la poblacion explotada

R0=(Nom(1,1)+Noh(1,1));

for j=2:nanos
    Nom(1:end-1,j)=[(R(j-1))/2; Nom(1:end-2,j-1).*exp(-Zm(1:end-2,j-1))];
    Nom(end,j)=Nom(end-1,j-1).*exp(-Zm(end-1,j-1))+Nom(end,j-1).*exp(-Zm(end,j-1)); % Grupo plus machos
    Noh(1:end-1,j)=[(R(j-1))/2; Noh(1:end-2,j-1).*exp(-Zh(1:end-2,j-1))];
    Noh(end,j)=Noh(end-1,j-1).*exp(-Zh(end-1,j-1))+Noh(end,j-1).*exp(-Zh(end,j-1)); % Grupo plus hembras
    Fm(:,j)=sf_mage(:,j)*Fcr(j);
    Fh(:,j)=sf_hage(:,j)*Fcr(j);
    Zm(:,j)=Fm(:,j)+M;
    Zh(:,j)=Fh(:,j)+M;
end

Nomv=Nom.*sf_mage;
```



```
Nohv=Noh.*sf_hage;  
psm=sum(Nomv)./sum(Nomv+Nohv+eps);  
psh=sum(Nohv)./sum(Nomv+Nohv+eps);
```

```
No=Nom+Noh;  
Nov=Nomv+Nohv;
```

```
Nmm=(Nom.*(1-exp(-Zm))./Zm);  
Nmh=(Noh.*(1-exp(-Zh))./Zh);
```

```
%=====Cruceros
```

```
%Se asume que la selectividad de los cruceros es igual a 1  
Nmmc=Nmm;  
Nmhc=Nmh;  
BMVc=sum((Ph*Nmhc).*pesoh+(Pm*Nmmc).*pesom)*1e-6;
```

```
%===== Capturabilidad de los cruceros y Biomasa vulnerable a los cruceros  
%estimada
```

```
temp=Bobs;  
temp(find(Bobs==0))=[];  
temp2=BMVc(find(Bobs~=0));  
Lqc1=log(temp(1:end)./(temp2(1:end)+eps));  
qc1=exp(mean(Lqc1));  
BMVc_est=BMVc(1:end)*qc1;  
BMVc_est_end=BMVc_est(end);
```

```
%=====Capturas, desembarques y CPUE predicha
```

```
Nmmv=Nmm.*sf_mage;  
Nmhv=Nmh.*sf_hage;  
Nmmv_t=Pm*Nmmv;  
Nmhv_t=Ph*Nmhv;  
BMV=(sum(Nmmv_t.*pesom)+sum(Nmhv_t.*pesoh))*1e-6; %Calculada mas abajo de forma menos directa
```

```
Cpredm=Nom.*Fm.*(1-exp(-Zm))./Zm;  
Cpredh=Noh.*Fh.*(1-exp(-Zh))./Zh;  
Cpredm_t=Pm*Cpredm;  
Cpredh_t=Ph*Cpredh;  
Ypred=sum((Cpredm_t.*pesom+Cpredh_t.*pesoh)/1e6);
```

```
%===== estimación de la capturabilidad
```

```
ubi0=find(cpue_obs>0);  
Lqf=log(cpue_obs(ubi0)./(BMV(ubi0)+eps));  
qf=exp(mean(Lqf));  
CPUEpred=qf*BMV;  
CPUEpred_end=CPUEpred(end);
```

```
%===== proporciones de tallas de las capturas y los cruceros
```

```
pmobs=Cm./(ones(length(Tallas),1)*sum(Cm+eps));  
phobs=Ch./(ones(length(Tallas),1)*sum(Ch+eps));
```



```
phpre=Cpredh_t./(ones(length(Tallas),1)*sum(Cpredh_t+eps));
pmpre=Cpredm_t./(ones(length(Tallas),1)*sum(Cpredm_t+eps));

nm=100;
ubi=find(sum(Cm)>0);

Rh=sum(sum(nm*phobs(:,ubi).*log((phpre(:,ubi)+eps)./(phobs(:,ubi)+eps))));
Rm=sum(sum(nm*pmobs(:,ubi).*log((pmpre(:,ubi)+eps)./(pmobs(:,ubi)+eps))));
R1=Rm+Rh;

wm=Pm*pesom;
wh=Ph*pesoh;
BD=sum(Noh.*wh.*repmat((Ph*msex)/max(Ph*msex),1,nanos))*1e-6;

% Recruitment BH
% *****

Rest=alpha*BD(1:end-1)./(beta+BD(1:end-1));
Rest=Rest';

%===== Like
[fun,fun1,SCR,cvu,cvy,cvc]=like(R1,cpue_obs,CPUepred,desemb,Ypred,Bobs,BMVc_est,L50fm,rankfm,L50fh,rankfh,...
    psmobs,psm,R,Rest,qc1,cvm,cvh,alpha,beta,Nom,Noh);

BT=sum(Noh.*wh+Nom.*wm)*1e-6;

BV=sum(Noh.*wh.*sf_hage+Nom.*wm.*sf_mage)*1e-6;

BMV=sum(Nmh.*wh.*sf_hage+Nmm.*wm.*sf_mage)*1e-6;

Nrh=Noh(1,:);
Nrm=Nom(1,:);
Nr=Nrh+Nrm;

Br=((Noh(1,:).*wh(1,:)).+(Nom(1,:).*wm(1,:)))*1e-6;

u=desemb./BT';
uv=desemb./BV';

%==== estimacion de la reduccion del potencial reproductivo

[RPR,So]=potrep(Noh,Nrh,M,Ph,wh,msex,BD,anos);

Noh_end = Noh(:,end);
Nom_end = Nom(:,end);

%==== estimacion de pbr
x=0:0.01:2;
[Ypr,BDpr,F01,F40,F20,F66,F60,F33,F50]=pbr(x,sf_hagef,wh(:,end),M,length(edades),Ph*msex,9/12);

%====

matriz1=[BT' BV' BMV' BD' Br' Nr' desemb Fcr u uv];
```



```
%==== matriz de indicadores de status
matriz2=[Fcr(end)/F40;Fcr(end)/F20;RPR(end)];

%====Tallas medias
Obs_Mean_size_males=sum(Cm.*repmat(Tallas,1,nanos));
Obs_Mean_size_females=sum(Ch.*repmat(Tallas,1,nanos));

Pred_Mean_size_males=sum(pmpre.*repmat(Tallas,1,nanos));
Pred_Mean_size_females=sum(phpre.*repmat(Tallas,1,nanos));

%==== Análisis de producción
produ

%==== Figuras y otros cálculos
figuras

AIC = aicbic(-fun1,length(p0));

save Modelo_edad_results
```

## 2.1 Función de verosimilitud, penalizaciones y distribuciones a priori

```
function [fun,fun1,SCR,cvu,cvy,cvc]=like(R1,cpue_obs,CPUEpred,desemb,Ypred,Bobs,BMVC_est,...
    L50fm,rankfm,L50fh,rankfh,psmobs,psm,R,Rest,qc1,cvm,cvh,alpha,betha,Nom,Noh)

%=====
%Negative log-likelihoods
%=====
%=====Like para las proporciones
SCR(1)=-R1;

%=====Like para las cpue
ubi1=find(cpue_obs>0);
R2=log(cpue_obs(ubi1)+eps)-log(CPUEpred(ubi1)+eps);
cvu=0.2;
SCR(2)=sum((R2.^2)/(2*cvu.^2));

%=====Like para los desembarques
ubi2=find(desemb>0);
R3=log(Ypred(ubi2)+eps)-log(desemb(ubi2)+eps);
cvy=0.1;
SCR(3)=sum((R3.^2)/(2*cvy.^2));

%=====Like para la biomasa estimada de los cruceros
ubi3=find(Bobs>0);
R4=log(BMVC_est(ubi3)+eps)-log(Bobs(ubi3)+eps);
cvc=0.05;
SCR(4)=sum((R4.^2)/(2*cvc.^2));

% %=====Like para la proporción de machos
ubi4=find(psmobs>0);
R5=(psmobs(ubi4)-psm(ubi4));
```



```
nm=100;
SCR(5)=sum((R5.^2)./(2*((psm(ubi4)+eps)'.*(1-(psm(ubi4)+eps'))/nm)));
%SCR(5)=sum(R5.^2)*nm;
```

```
%=====
%%Penalties
%=====
```

```
%=====Penalty for recruitments (B-H Stock-recruitment relationship)
R6=log(R+eps)-log(Rest+eps);
cvr=0.2*ones(size(R6));
SCR(6)=sum((R6.^2)./(2*cvr.^2));
```

```
%=====Penalty age structure of first year
R8=Nom(:,1)-mean(Nom');
cvnm=0.3*mean(Nom');
SCR(8)=sum((R8.^2)./(2*cvnm.^2));
```

```
R9=Noh(:,1)-mean(Noh');
cvnh=0.3*mean(Noh');
SCR(9)=sum((R9.^2)./(2*cvnh.^2));
```

```
%=====
%Priors
%=====
```

```
% %=====Prior para el coeficiente de capturabilidad
R7=qc1-1;
cvq=0.01;
SCR(7)=sum((R7.^2)./(2*cvq.^2));
```

```
%=====
%Sums
%=====
```

```
%Sum of negative loglikelihoods
fun1=SCR(1)+SCR(2)+SCR(3)+SCR(4)+SCR(5);
```

```
%Sum of penalties
fun2=SCR(6)+SCR(8)+SCR(9);
```

```
%Sum of negative log prior densities
fun3=SCR(7);
```

```
fun=fun1+fun2+fun3;
```



## 2.2 Estimación del potencial reproductivo

```
function [RPR,So]=potrep(Noh,Nrh,M,Ph,wh,msex,BD,anos)

% razon de potencial reproductivo
No=Noh(:,1);
R=Nrh(:,2:end);

for j=2:length(anos)
    No(1:end-1,j)=[R(j-1);No(1:end-2,j-1).*exp(-M)];
    No(end,j)=No(end-1,j-1).*exp(-M)+No(end,j-1).*exp(-M);
end

nanos=length(anos);

So=sum(No.*wh.* repmat((Ph*msex)/max(Ph*msex,1,nanos))*1e-6;
BD=sum(Noh.*wh.* repmat((Ph*msex)/max(Ph*msex,1,nanos))*1e-6;

RPR=BD./So;
```

## 2.3 Estimación Puntos Biológicos de Referencia

```
function [Y,BD,F01,F40,F20,F66,F60,F33,F50]=pbr(Fcr,Slast,Wm,M,edades,MS,T)

N(1)=1;
for j=1:length(Fcr)
    F=Fcr(j)*Slast;
    Z=F+M;
        for i=2:edades
            N(i)=N(i-1)*exp(-Z(i-1));
        end

    N9=N.*exp(-T*Z);
    Y(j)=sum(Wm.*N.*F.*(1-exp(-Z))./Z);
    BD(j)=sum(N9.*MS.*Wm);
end

dydF=diff(Y)./diff(Fcr);

dif01=(abs(dydF-dydF(1)*0.1));
F01=Fcr(find(dif01==min(dif01)));
dif40=(abs(BD-0.4*BD(1)));
F40=Fcr(find(dif40==min(dif40)));
dif20=(abs(BD-0.2*BD(1)));
F20=Fcr(find(dif20==min(dif20)));
dif66=(abs(BD-0.66*BD(1)));
F66=Fcr(find(dif66==min(dif66)));
dif33=(abs(BD-0.33*BD(1)));
F33=Fcr(find(dif33==min(dif33)));
dif60=(abs(BD-0.6*BD(1)));
F60=Fcr(find(dif60==min(dif60)));
dif50=(abs(BD-0.5*BD(1)));
F50=Fcr(find(dif50==min(dif50)));
```



## 2.4 Análisis de producción

```
nanos=length(cpue_obs);

wm=Pm*pesom;
wh=Ph*pesoh;

BT=sum(Noh.*wh+Nom.*wm)/1e6;
Br=((Noh(1,2:nanos).*wh(1,2:nanos))+(Nom(1,2:nanos).*wm(1,2:nanos)))*1e-6;

DB=(BT(2:nanos)-Br(1:end))-BT(1:nanos-1);

Dh=(M./Zh(:,1:nanos)).*Noh(:,1:nanos).*(1-exp(-Zh(:,1:nanos))).*wh/1e6;
Dm=(M./Zm(:,1:nanos)).*Nom(:,1:nanos).*(1-exp(-Zm(:,1:nanos))).*wm/1e6;
DM=sum(Dh+Dm);

Y=(desemb)';

PT=Br+DB+DM(1:end-1)+Y(1:nanos-1);
G=DB+DM(1:end-1)+Y(1:nanos-1);
PN=Br+DB;
EP=Br+DB+Y(1:nanos-1);
```

## 3. ESTIMACION DE INCERTIDUMBRE (BAYESIAN MCMC)

```
clc
clear
t = clock;

%=====
% Lee archivos de datos
[filename, pathname] = uigetfile('*.mat', 'Elija un archivo de datos');
load(filename);

load apars_ok.txt
load Hess_ok.txt

p0=apars_ok;
covm=inv(Hess_ok);
err_std=sqrt(diag(covm));

parem=metropol('modeledad',apars_ok(:),covm,4,2500,100,desemb,cpue_obs,Bobs,Cm,Ch,pesom,pesoh,Tallas,anos,m
sex,edades,Linfm,Km,Linfh,Kh,psmobs,M,Lm,Lh)
parem(1:1000,:)=[];

h=waitbar(0,'En proceso de Simulacion de Monte Carlo')

for i=1:length(parem)

waitbar(i/length(parem),h)
```



```
[fun(i),BT(i,:),BD(i,:),BV(i,:),BMV(i,:),Br(i,:),Nr(i,:),Fcr(:,i),u(:,i),uv(:,i),RPR(i,:),Nom_end(:,i),Noh_end(:,i),sf_magef(:,i),sf_ha  
gef(:,i),...  
    BMVc_est_end(i),CPUEpred_end(i))=modeedad(parem(i,:),'desemb,cpue_obs,...  
    Bobs,Cm,Ch,pesom,pesoh,Tallas,anos,msex,edades,Linfm,Km,Linfh,Kh,psmobs,M,Lm,Lh);  
end  
close(h)
```

### 3.1 Función para el Algoritmo MCMC (Metropolis-Hastings)

```
function [param] = metropol(FUN,mu,covm,num_cad,num_fil,veces,varargin)  
  
% Algoritmo Metropolis, en el cual la distribución de salto es una normal multivariada y su  
% convergencia es monitoreada según el índice de Gelman y Rubin.  
  
if nargin < 3, error('la función requiere a lo menos 3 argumentos de entrada');end  
  
% Convert to inline function as needed.  
if ~isempty(FUN)  
    [funfcn, msg] = fcnchk(FUN,length(varargin));  
    if ~isempty(msg)  
        error(msg);  
    end  
else  
    error('FUN debe ser un nombre de función o expresión válida.')end  
  
if length(veces)==0;  
    veces=300;  
end  
  
num_ciclos=1;  
  
%num_cad=5;  
%num_fil=1000;  
dimen(2)=2;  
last_par=[];  
  
f=(2.4/sqrt(length(mu)))^2;% factor de corrección de la matriz de varianza-covarianza  
par(:,1)=mvnrnd(mu,covm,num_cad);  
sumX2_old=zeros(length(mu),num_cad); sumX_old=zeros(length(mu),num_cad);  
sumXt_old=zeros(length(mu),1);last_j=0;  
accepte=0;  
contando=0;  
  
% MCMC  
    disp(' -----');  
    disp(' Iteración   Gelman_Rubin  Aceptación');  
    disp(' -----');  
  
for h=1:num_ciclos
```



```
if h>1
    par(:,1)=last_par;
end
    for j=2:num_fil
        for i=1:num_cad
            prop=mvnrnd(par(i,:,j-1),f*covm,1);
            L_new=-feval(funfcn,prop,varargin{:});
            L_old=-feval(funfcn,par(i,:,j-1),varargin{:});
            alfa=min([0,(L_new-L_old)]);u=log(rand(1));
            contando=contando+1;
            if (isinf(L_new)==0 & isreal(L_new)==1 & u<=alfa)
                par(i,:,j) = prop ;
            accepte=accepte+1;
        else
            par(i,:,j) = par(i,:,j-1);
        end
    end;% fin i

% rutina para evaluar la convergencia según Gelman y Rubin
dimen(1)=num_cad;
dimen(2)=dimen(2)+1;

    for k=1:length(mu)
        c=reshape(par(:,k,:),num_cad,j);
        nu(:,j)=mean(c)';
        sumX2(k,:)=sum(nu'.^2)+sumX2_old(k,:);
        sumX(k,:)=sum(nu')+sumX_old(k,:);
        sumXt(k)=sum(nu:)+sumXt_old(k);
        X1=sumX(k,+)/dimen(2);
        S1=(sumX2(k,)-2*X1.*sumX(k,)+dimen(2)*X1.^2)/(dimen(2)-1);
        W=mean(S1);
        X2=sumXt(k)/(dimen(1)*dimen(2));
        B=dimen(2)/(dimen(1)-1)*sum((X1-X2).^2);
        var_nu(k)=(dimen(2)-1)/dimen(2)*W+B/dimen(2);
        rhat2(k)=var_nu(k)/W;
    end;%fin k

if (contando/veces-round(contando/veces)==0)
    format bank;disp([contando max(rhat2) accepte/contando]);
end

% actualización del factor de escalamiento de la matriz de varianza-covarianza según aceptación

if accepte/contando<0.23
    f=f-0.2*f;
elseif accepte/contando>0.44
    f=f+0.2*f;
end
    end;%fin j

% guardo cada n-iteraciones las variables de interes
    c=permute(par,[2 1 3]);
    d=reshape(c,[length(mu) num_fil*num_cad]);
```



```
covm=cov(d(1000:end,:));% re-estimo la matriz de varianza-covarianza
    elem_matriz=length(d)*length(mu);
    last_par=par(:,end);
    sumX2_old=sumX2;
    sumX_old=sumX;
sumXt_old=sumXt;

if h==1
    fid = fopen('paremu.bin','w');fwrite(fid,d,'double');
    else
    new_mat=d;
        fid = fopen('paremu.bin','a');fwrite(fid,new_mat,'double');
    end
    clear par new_mat nu c d;

end;%fin h

% para abrir y leer el archivo generado
    fid = fopen('paremu.bin','r');
    F=fread(fid,[num_fil*num_cad*num_ciclos,length(mu)],'double');
    elem_total=length(F)*length(mu);
corte=1:elem_matriz:elem_total;
parem=[];

for i=1:length(corte)
    if i<length(corte)
        parem=[parem;reshape(F(corte(i):corte(i+1)-1),num_fil*num_cad,length(mu))];
    else
        parem=[parem;reshape(F(corte(i):end),num_fil*num_cad,length(mu))];
    end
end
end
```



#### 4. PROYECCIONES Y EVALUACION DE ESTRATEGIAS DE EXPLOTACION

```
clear
clc
load('Resultados_uncert.mat','parem','BT','BD','BV','BMV','Br',...
     'Nr','Fcr','u','Nom_end','Noh_end','sf_magef','sf_hagef','BMVc_est_end','CPUEpred_end');
[filename, pathname] = uigetfile('*.mat', 'Choose a data file');
load(filename, 'Tallas', 'pesoh', 'pesom', 'msex', 'edades', 'Linfm', 'Linfh', 'Km', 'Kh', 'M', 'Lm', 'Lh');
p0=load('apars_ok.txt');

cvm=exp(parem(:,88));
cvh=exp(parem(:,89));

Rmean=mean(mean(Nr(:,2:end)));

%=====
% calculo de la matriz clave talla-edad machos

for i=2:length(edades)
    Lm(i)=Linfm*(1-exp(-Km))+exp(-Km)*Lm(i-1);
end

sm = mean(cvm)*Lm;
for i=1:length(edades);
    Pm(:,i)=normpdf(Tallas,Lm(i),sm(i));
end
Pm=Pm./(ones(length(Tallas),1)*sum(Pm));

%=====
% calculo de la matriz clave talla-edad hembras
for i=2:length(edades)
    Lh(i)=Linfh*(1-exp(-Kh))+exp(-Kh)*Lh(i-1);
end

sh = mean(cvh)*Lh;
for i=1:length(edades);
    Ph(:,i)=normpdf(Tallas,Lh(i),sh(i));
end
Ph=Ph./(ones(length(Tallas),1)*sum(Ph));

wm=Pm*pesom;
wh=Ph*pesoh;

% Condiciones Iniciales
% *****
largo=length(parem);           % largo de las muestras
T=11;                          % Años de simulacion

Tasa=[0 0.06 0.12 0.17 0.22]; % Tasas de explotacion a simular

% Estado para el último año y proyecciones para el siguiente
% *****
```



```
h = waitbar(0,'En proceso de simulacion');
for j=1:largo
waitbar(j/largo)
  Noh(:,1)=Noh_end(:,j);
  Nom(:,1)=Nom_end(:,j);      % Abundancia del ultimo año
  R(1) = mean(Noh_end(1,:))+mean(Nom_end(1,:));
  F_cr(1)=Fcr(end,j);        % mortalidad cr ultimo año
  F_m(:,1)=F_cr(1)*sf_magef(:,j); % mortalidad por pesca ultimo año
  F_h(:,1)=F_cr(1)*sf_hagef(:,j);
  Z_m(:,1)=F_m(:,1)+M;      % mortalidad total para el ultimo año
  Z_h(:,1)=F_h(:,1)+M;
  Bio(1)=BT(j,end);        % biomasa total ultimo año
  Biodes(1)=BD(j,end);     % biomasa desovante ultimo año
  BVulnera(1)=BV(j,end);   % biomasa vulnerable ultimo año
  Bcruc(1)=BMVc_est_end(j); % biomasa cruceros ultimo año

for i=1:length(Tasa); % proyección desde el año 2 en adelante con distintas tasas de explotación
  for t=2:T;
    R(t)=Rmean;
    Nom(1:end-1,t)=[R(t)/2; Nom(1:end-2,t-1).*exp(-Z_m(1:end-2,t-1))];
    Nom(end,t)=Nom(end-1,t-1).*exp(-Z_m(end-1,t-1))+Nom(end,t-1).*exp(-Z_m(end,t-1)); % Grupo plus machos
    Noh(1:end-1,t)=[R(t)/2; Noh(1:end-2,t-1).*exp(-Z_h(1:end-2,t-1))];
    Noh(end,t)=Noh(end-1,t-1).*exp(-Z_h(end-1,t-1))+Noh(end,t-1).*exp(-Z_h(end,t-1)); % Grupo plus hembras
    Bio(t)=sum(Noh(:,t).*wh(:,end)+Nom(:,t).*wm(:,end))*1e-6;
    desemb(j,t,i)=Tasa(i)*Bio(t);
    F_cr(t)=fminsearch('yield',0.3,[],M,[Noh(:,t) Nom(:,t)],[sf_hagef(:,j) sf_magef(:,j)],...
      [wh(:,end) wm(:,end)],desemb(j,t,i));
    F_m(:,t)=F_cr(t)*sf_magef(:,j);%*0.5; % mortalidad por pesca ultimo año
    F_h(:,t)=F_cr(t)*sf_hagef(:,j);%*0.5;
    Z_m(:,t)=F_m(:,t)+M; % mortalidad total para el ultimo año
    Z_h(:,t)=F_h(:,t)+M;
    Biodes(t)= sum(Noh(:,t).*wh(:,end).*(Ph*msex)/max(Ph*msex))*1e-6;
    BVulnera(t)=(sum(Noh(:,t).*wh(:,end).*sf_hagef(:,j))+sum(Nom(:,t).*wm(:,end).*sf_magef(:,j)))*1e-6;
  end

  Ch=F_h.*Noh.*(1-exp(-Z_h))./Z_h;
  Cm=F_m.*Nom.*(1-exp(-Z_m))./Z_m;
  B(j,:,i)=Bio;
  Y(j,:,i)=1e-6*(sum(Ch.*repmat(wh(:,end),1,T)+Cm.*repmat(wm(:,end),1,T)));
  BDes(j,:,i)=Biodes;
  MortF(j,:,i)=F_cr;
  BVul(j,:,i)=BVulnera;
end
end
close (h)

Mort=shiftdim(mean(MortF(:,2:)),2);
matrixnew=[prctile(B(:,1),[2.5 50 97.5]);prctile(BVul(:,1),[2.5 50 97.5])];
%Proyeccion de Biomاسas para inicios del siguiente año

prctile(B(:,2,1),[2.5 50 97.5])
prctile(BVul(:,2,1),[2.5 50 97.5])
```



```
prctile(BDes(:,2,1),[2.5 50 97.5])  
save results_projections2
```

#### 4.1 Función para estimar los desembarques, a partir de las tasas de explotación (yield)

```
function EQ=yield(Fref,M,N,S,W,D);
```

```
F=Fref*S;Z=F+M;  
C=N.*F.*(1-exp(-Z))./Z;  
Ypred=sum(sum(C.*W)/1e6);  
EQ=(Ypred-D).^2;
```

### 5. ANALISIS DE RIESGO Y CBA

```
clear  
clc
```

```
load results_projections2  
load('Modelo_edad_results.mat','BDref')
```

```
B_estados = B(:,1,1);  
BC=BMVc_est_end';  
cpue_end=CPUEpred_end'/1000;
```

```
%=====  
figure(1)  
hist(BC);  
min(BC)  
max(BC)  
B_selc = [0 19000 20000 Inf];  
%=====
```

```
figure(2)  
hist(cpue_end);  
min(cpue_end);  
max(cpue_end);
```

```
Cpue_selc = [0 0.27 0.3 Inf];
```

```
%%%%%%%%%% TABLA DECISION PARA LA BIOMASA DE LOS CRUCEROS
```

```
for j=1:length(Tasa)  
    for i=1:length(B_selc)-1  
        ubi = find(BC>B_selc(i) & BC<=B_selc(i+1));  
        p(i) = length(ubi)/largo;  
        razonB(j,i) = median(B(ubi,end,j))./median(B(:,2,1));
```

```
CTP_50(j,i)=median(Y(ubi,2,j));  
CTP_10(j,i)=prctile(Y(ubi,2,j),10);  
CTP_05(j,i)=prctile(Y(ubi,2,j),5);  
CTP_01(j,i)=prctile(Y(ubi,2,j),1);  
sumY(j,i)=sum(median(Y(ubi,2:end,j)));  
cvY(j,i)=std(median(Y(ubi,2:end,j)))./mean(median(Y(ubi,2:end,j)));
```



```
end
end

nueva=Y(:,2,3); % Corrida, Año, Tasa de explotacion
figure(2)
hist(nueva,40);
median(nueva);
prctile(nueva,10);
%=====

for j=1:length(Tasa)

    CTP50p(j)=prctile(Y(:,2,j),50);
    CTP40p(j)=prctile(Y(:,2,j),40);
    CTP30p(j)=prctile(Y(:,2,j),30);
    CTP20p(j)=prctile(Y(:,2,j),20);
    CTP10p(j)=prctile(Y(:,2,j),10);
    CTP05p(j)=prctile(Y(:,2,j),5);
    CTP01p(j)=prctile(Y(:,2,j),1);

end

CTPTOT=[CTP01p; CTP05p; CTP10p; CTP20p; CTP30p; CTP40p; CTP50p]';

figure(3);
for j=1:length(Tasa)
subplot(5,6,j)
hist(Y(:,2,j),25)
end

Fmean=mean(MortF(:,2,:));
Captura=median(Y(:,2,5));
ValoresF= Fmean(1,:);
save ctp_analisis2;
```

# **A N E X O I V**

---

**Datos utilizados en el estudio**









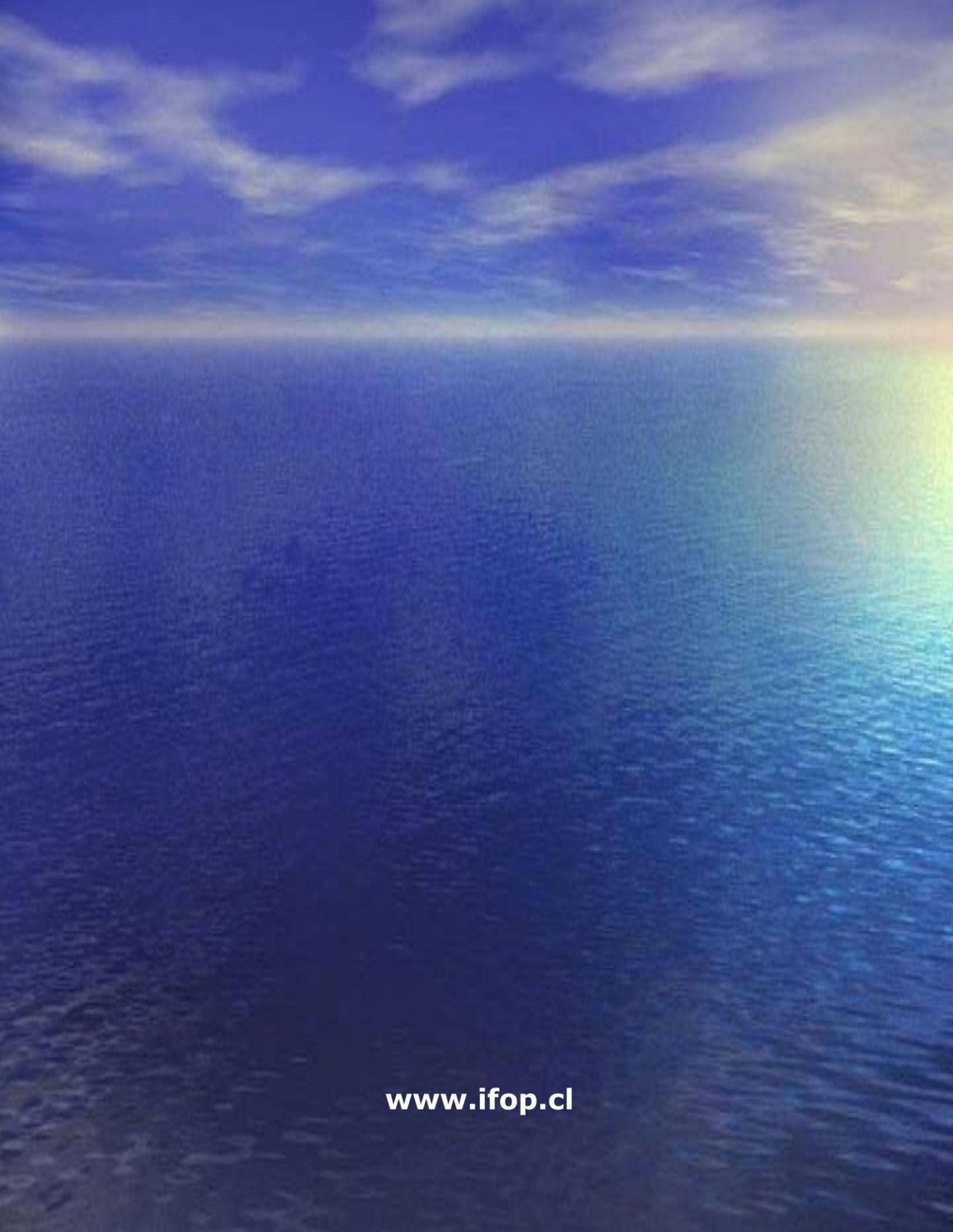
---

**INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO**

Sección Ediciones y Producción  
Almte. Manuel Blanco Encalada 839,  
Fono 56-32-2151500  
Valparaíso, Chile  
[www.ifop.cl](http://www.ifop.cl)

---





[www.ifop.cl](http://www.ifop.cl)