

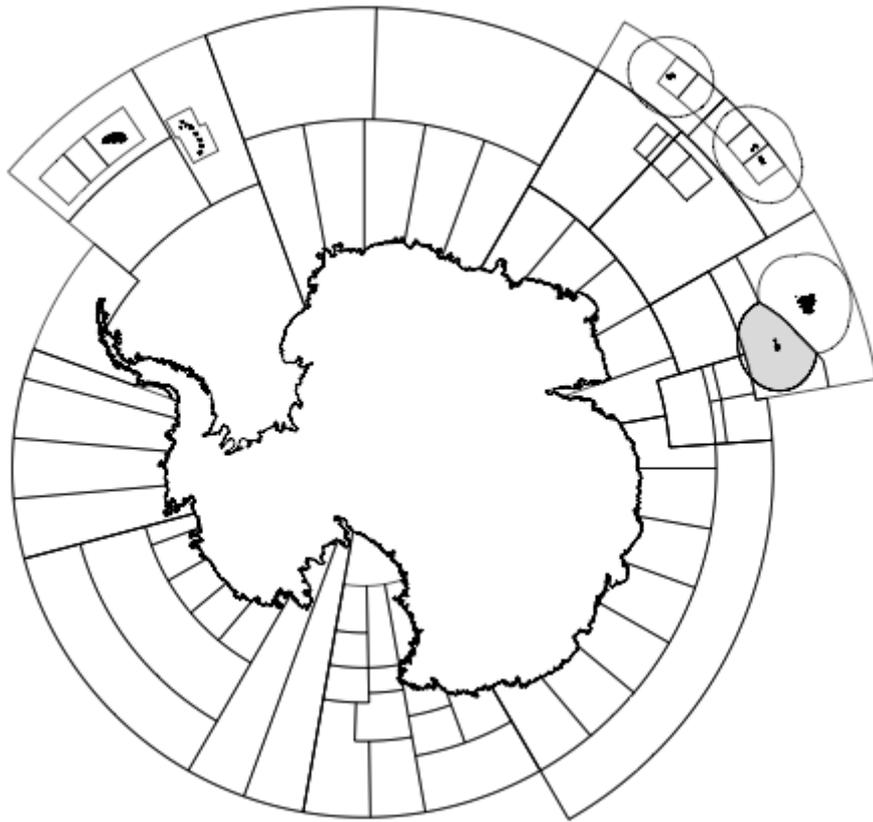


CCAMLR

Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources
Commission pour la conservation de la faune et la flore marines de l'Antarctique
Комиссия по сохранению морских живых ресурсов Антарктики
Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos

INFORME DE PESQUERÍA

Informe de Pesquería 2016: *Dissostichus eleginoides* Isla Heard, ZEE de Australia (División 58.5.2)



El mapa de arriba muestra las áreas de ordenación dentro del Área de la Convención de la CRVMA, y el área específica a la cual se refiere este informe ha sido sombreada.

En este informe, la temporada de pesca de la CCRVMA se representa por el año en que finalizó la misma, es decir, 2015 representa la temporada de pesca 2014/2015 de la CCRVMA (desde el 1 de diciembre de 2014 hasta el 30 de noviembre de 2015).

Informe de Pesquería 2016: *Dissostichus eleginoides* Isla Heard, ZEE de Australia (División 58.5.2)

Pormenores de la pesquería

1. Este informe describe la pesquería reglamentada de austromerluza negra (*Dissostichus eleginoides*) en la Zona de Pesca Australiana (AFZ en sus siglas en inglés) en la División 58.5.2. El área incluye la AFZ alrededor de las islas Heard y McDonald ubicada en la plataforma de Kerguelén entre 50°–56°S y 67°–79°E.
2. La pesquería comenzó en 1997 como pesquería de arrastre. La pesca con palangres se inició en 2003 y ambos métodos de pesca han sido utilizados desde entonces, con una proporción en aumento cada año de la pesca de palangre. Desde 2015 solamente se han utilizado redes de arrastre en la prospección de arrastres estratificados aleatoriamente que se lleva a cabo cada año (RSTS).
3. La ordenación de la pesquería está a cargo de la Autoridad Australiana de Administración Pesquera (AFMA) de conformidad con las medidas de conservación aprobadas por la CCRVMA y la ley australiana. El límite anual de captura se basa en el asesoramiento de ordenación brindado por la CCRVMA. Los límites actuales fijados para la pesquería dirigida a *Dissostichus* spp. en la Subárea 58.5.2 se describen en la Medida de Conservación (MC) 41-08.
4. En 2016, la pesquería de palangre estuvo activa a partir del 1 de abril de 2016, y la pesquería de arrastre estuvo abierta toda la temporada. En 2016 participaron en la pesquería cuatro barcos: tres de ellos solamente con palangres, y uno con palangres y redes de arrastre.

Captura notificada

5. El historial de los límites de captura y de las capturas de *D. eleginoides* en la División 58.5.2 se muestra en la Tabla 1.
6. El límite de captura establecido a partir de los criterios de decisión de la CCRVMA ha variado de 2 427 toneladas en 2007 a 4 410 toneladas en 2015.
7. La captura notificada de *D. eleginoides* para 2016 fue de 2 786 toneladas.

Pesca ilegal, no declarada y no reglamentada (INDNR)

8. No se han avistado barcos que figuran en la lista de barcos de pesca ilegal, no declarada y no reglamentada (INDNR) en la División 58.5.2 dentro de la zona económica exclusiva (ZEE) de las islas Heard y McDonald durante el período de 2006 a 2016. Sin embargo, informes de vigilancia indican que se realizaron actividades de pesca INDNR en la División 58.5.2 fuera de la ZEE de las islas Heard y McDonald, y por lo tanto no es posible eliminar la posibilidad de que se hayan hecho breves incursiones a la ZEE misma. Asimismo,

se recuperaron artes de pesca INDNR en 2006 y 2011 y esto indica que posiblemente se han realizado actividades de pesca INDNR en la región. La información proporcionada por pruebas de vigilancia por satélite indicó la presencia de barcos no identificados en esta división fuera de la ZEE de las islas Heard y McDonald en 2016. Como consecuencia del reconocimiento de problemas metodológicos en su evaluación, no se han realizado estimaciones de la captura INDNR de *Dissostichus* spp. desde 2011 (SC-CAMLR-XXIX, párrafo 6.5).

Tabla 1: Historial de la captura de *Dissostichus eleginoides* en la División 58.5.2. (Fuente: datos STATLANT de temporadas anteriores, informes de captura y esfuerzo de la temporada actual e informes anteriores de capturas INDNR)

Temporada	Límite de captura (toneladas)	Captura notificada (toneladas)				Captura INDNR estimada (toneladas)
		Palangres	Nasas	Arrastres	Total	
1997	3800	0	0	1927	1927	7117
1998	3700	0	0	3765	3765	4150
1999	3690	0	0	3547	3547	427
2000	3585	0	0	3566	3566	1154
2001	2995	0	0	2980	2980	2004
2002	2815	0	0	2756	2756	3489
2003	2879	270	0	2574	2844	1274
2004	2873	567	0	2296	2864	531
2005	2787	621	0	2122	2744	265
2006	2584	659	68	1801	2528	74
2007	2427	601	0	1787	2387	0
2008	2500	835	0	1445	2280	0
2009	2500	1168	10	1287	2464	0
2010	2550	1213	30	1215	2459	0
2011	2550	1383	34	1148	2564	*
2012	2730	1356	0	1361	2717	*
2013	2730	2074	40	563	2677	*
2014	2730	2642	0	108	2750	*
2015	4410	2530	0	145	2675	*
2016	3405	2624	0	159	2786	*

* Sin estimar

Parámetros del ciclo de vida

9. El ciclo de vida de *D. eleginoides* se caracteriza por un crecimiento lento, una baja fecundidad y una madurez tardía. En la División 58.5.2, se han encontrado peces de hasta 175 cm de longitud y de más de 50 años de edad (Welsford *et al.*, 2011; WG-FSA-15/55). *Dissostichus eleginoides* se encuentra ampliamente distribuida en toda la plataforma de Kerguelén y se sabe que se desplazan por grandes distancias a través de la misma según los estadios del ciclo de vida. Cuando alcanza la madurez, migra hacia las zonas de desove. Los estudios de marcado indican la existencia de migraciones ocasionales de más de 2500 km hasta los taludes más profundos, de unos 1400-1800 m de profundidad (Welsford *et al.*, 2011).

10. Los ejemplares de *Dissostichus eleginoides* de las islas Heard y McDonald y también de Kerguelén, Crozet e islas Marion/Príncipe Eduardo parecen ser genéticamente homogéneos (Appleyard *et al.*, 2004) y claramente distintos de los ejemplares de lugares más distantes como

las islas Georgias del Sur y Macquarie (Appleyard *et al.*, 2002). Esta homogeneidad genética, junto con los resultados de los datos de marcado, que apuntan al desplazamiento de algunos peces desde isla Heard Island hacia las islas de Kerguelén y Crozet (Williams *et al.*, 2002; WG-FSA-07/48 Rev. 1; Welsford *et al.*, 2011), sugieren que en el sector del océano Índico habita una metapoblación de *D. eleginoides*.

Recopilación de datos

11. Los límites de captura para las pesquerías de la CCRVMA dirigidas a la austromerluza antártica (*D. mawsoni*) y a *D. eleginoides* para las pesquerías ‘evaluadas’ en la Subáreas 48.3, 88.1 y 88.2, al igual que en la División 58.5.2, se basan en evaluaciones integradas.

12. La recopilación de datos biológicos en la División 58.5.2 se lleva a cabo como parte del Sistema de Observación Científica Internacional (SISO) de la CCRVMA e incluye muestras representativas de la talla, el peso, el sexo y el estadio de madurez, así como muestras de otolitos para determinar la edad de la especie objetivo y de las especies presentes con mayor frecuencia en la captura secundaria. La recopilación de datos se realiza durante las expediciones comerciales de pesca y las prospecciones de arrastre estratificadas aleatoriamente (RSTS). Las prospecciones cubren partes de la plataforma donde las aguas tienen menos de 1000 m de profundidad en la División 58.5.2 para determinar la abundancia de *D. eleginoides*. Estas prospecciones se han llevado a cabo desde 1990. En el documento WG-FSA-06/44 Rev. 1 se detallan los diseños de las prospecciones y en el documento WG-FSA-16/23 se describe el correspondiente a la prospección de 2016.

Distribuciones de tallas de la captura

13. *Dissostichus eleginoides* está distribuido en toda el área de las islas Heard y McDonald de la plataforma de Kerguelén en la División 58.5.2, desde aguas poco profundas en isla Heard hasta profundidades de por lo menos 3 000 m en la periferia de la plataforma. Los peces con una talla total (TL) de menos de 60 cm se encuentran predominantemente en la plataforma en profundidades de menos de 500 m, donde se ha descubierto un pequeño número de áreas de abundancia local siempre elevada. A medida que crecen los peces, se desplazan a aguas más profundas y son reclutados a la pesquería en los taludes de la plataforma en estratos de 450 a 800 m de profundidad donde son vulnerables a la pesca de arrastre. Algunos sectores con abundancia local elevada constituyen los principales caladeros de pesca de arrastre, donde la mayoría de los peces capturados tienen una talla total (TL) de entre 50 y 75 cm (Figura 1). Los peces de mayor edad y talla raramente son atrapados mediante arrastres, y los datos de recaptura de peces marcados y de la distribución por talla de la captura por estrato de profundidad indican que estos peces se desplazan hacia aguas más profundas (> 1000 m), donde son atrapados mediante palangres.

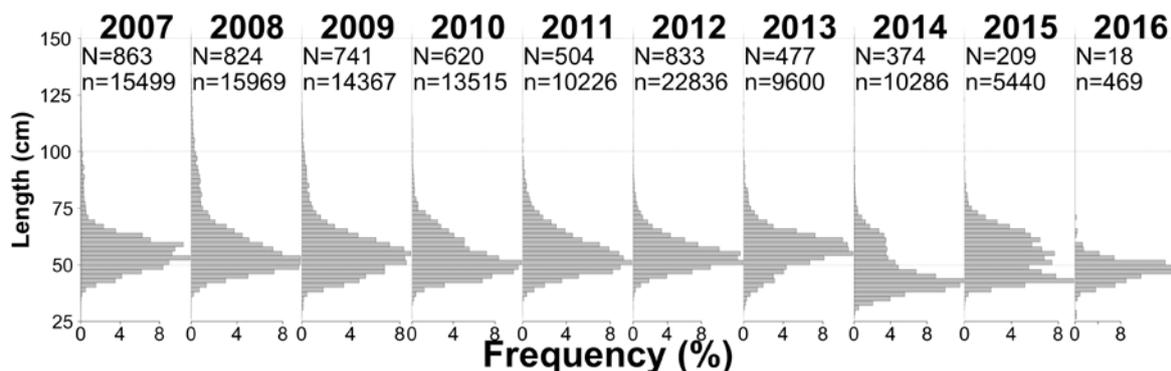


Figura 1: Distribuciones anuales de frecuencias de tallas de *Dissostichus eleginoides* capturados por arrastres en la ZEE de Australia en la División 58.5.2 desde 2007. Se incluye el número de lances en que se midieron peces (N) y el número de peces medidos (n) en cada año. La distribución de las frecuencias de tallas en 2016 corresponde solamente a la prospección de arrastre dirigida a peces más pequeños que los ejemplares capturados en arrastres comerciales.

14. Las distribuciones de frecuencias de tallas de *D. eleginoides* capturados por arrastres y palangres en la División 58.5.2 durante los últimos 10 años se presentan en las Figuras 1 y 2, respectivamente. Desde el comienzo de la pesquería se han medido >500 000 peces en esta división.

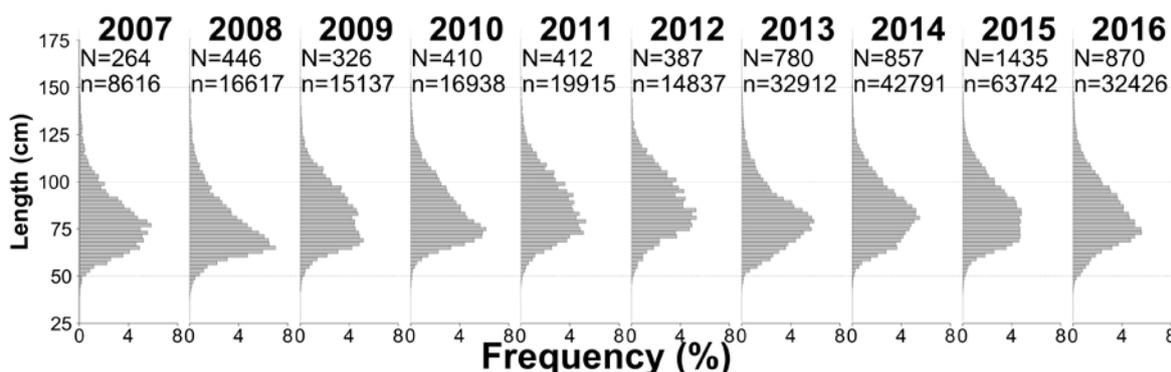


Figura 2: Distribuciones anuales de frecuencias de tallas de *Dissostichus eleginoides* capturados por palangres en la ZEE de Australia, en la División 58.5.2, desde 2007. Se incluye el número de lances en que se midieron peces (N) y el número de peces medidos (n) en cada año.

15. La mayoría de los ejemplares de *D. eleginoides* capturados por arrastres median entre 30 y 100 cm, mientras que los ejemplares capturados por palangres median entre 50 y 125 cm. En todas las temporadas, la talla modal de los peces capturados en la pesquería de arrastre (Figura 1) fue menor (~50–60 cm) que la de los ejemplares capturados mediante palangres (~70–80 cm) (Figura 2). La distribución de frecuencias de tallas en la pesquería de palangre incluye peces más grandes debido a la selectividad de los artes de pesca y a que la pesquería de palangre se realiza en aguas más profundas, donde hay austromerluzas de mayor tamaño. Estas distribuciones de frecuencias de tallas no son ponderadas, es decir no han sido ajustadas por factores como el tamaño de las capturas en que se obtuvieron. La variabilidad interanual mostrada en la figura puede reflejar diferencias en la población explotada, pero también es probable que refleje cambios en la distribución espacial y temporal de la pesca.

Marcado

16. Desde 1998 se está realizando un estudio de marcado en la División 58.5.2. El número de peces marcados y liberados, y luego recapturados hasta 2015, se proporcionan en WG-FSA-15/55. Para 2015, se habían liberado 32 934 peces marcados en la División 58.5.2, de los cuales 5101 fueron recapturados en la División 58.5.2 y 247 en la División 58.5.1 (WG-FSA-15/55).

17. Históricamente, el programa de marcado se había limitado en gran medida a liberar y recapturar peces con artes de arrastre en el principal caladero de pesca con redes de arrastre (Candy y Constable, 2008, WG-FSA-14/43). Los datos de marcado del principal caladero de pesca con redes de arrastre se utilizaron para estimar la mortalidad natural de manera independiente de la evaluación con CASAL, tal como se describe en Candy *et al.* (2011), pero la limitada extensión espacial del programa y la mezcla de la población con la de otras áreas han limitado la capacidad de incluir datos de marcado como índice de abundancia no sesgado en la evaluación de stocks. Con el inicio de la pesca con palangres en 2003, el marcado y la recaptura de peces han sido realizados más ampliamente. Sin embargo, la distribución espacial de la pesca con palangre y del marcado de peces ha variado mucho a través de los años, y aún se desconocen el grado de desplazamiento de los peces y el período de mezcla completa. En la evaluación del stock de 2015 se incluyeron datos de marcado y liberación para el período de 2012 a 2014 (ver Apéndice 1).

Evaluación del stock

18. Cada dos años se realiza una evaluación integrada del stock que es revisada por pares en el Grupo de Trabajo de Evaluación de las Poblaciones de Peces de la CCRVMA (WG-FSA).

19. El modelo utilizado para la evaluación de 2015 fue un modelo de población que contempla un sexo, una sola área, y estructurado en base a la edad: incluye las clases de edad desde 1 hasta 35 años.

20. Los datos obtenidos de las RSTS, los datos de marcado y recaptura, los datos comerciales de captura y talla y los datos biológicos contribuyeron al modelo de evaluación utilizado para esta pesquería. La estructura de las pesquerías comprendió un grupo de prospecciones de las RSTS, las sub-pesquerías comerciales de arrastre de 1997 a 2004 y de arrastre de 2005 a 2015, de nasas y de palangre en estratos de $< 1\ 500$, y de palangre en estratos de $> 1\ 500$ m de profundidad.

21. La evaluación de 2015 siguió las recomendaciones de la WG-FSA-14 y del Grupo de Trabajo de Estadísticas, Evaluación y Modelado en 2015 (WG-SAM-15) e incorporó los siguientes aspectos: i) nuevas observaciones de la pesquería hasta 2015, incluidos nuevos datos de la edad de las RSTS de 2014 a 2015 y de la pesquería comercial desde 2009 hasta 2014; ii) datos de liberación de peces marcados de 2014 y de recapturas de 2014 (completos) y 2015 (parciales); iii) un modelo de crecimiento actualizado; iv) cambios en los priores de la capturabilidad q de la prospección, en la biomasa de desove sin explotar B_0 y en la abundancia de las clases anuales (YCS), y v) una división de la subpesquería de arrastre en dos períodos. El modelo de evaluación estimó el parámetro B_0 biomasa prístina, YCS de 1986 a 2010, los parámetros de selectividad para la prospección y todas las subpesquerías comerciales, junto con la capturabilidad q de la prospección.

22. El modelo de evaluación de 2015 estimó el parámetro B_0 biomasa prístina del stock de desove en 87 077 toneladas (IC del 95 %: 78 500–97 547 toneladas) y un estado estimado de la SSB en 2015 de 0,64 (IC del 95 %: 0,59–0,69). El rendimiento estimado a largo plazo de esta proyección fue de 3405 toneladas, con una probabilidad de merma de 0,0 y una probabilidad de escape de 0,502 (Figura 3).

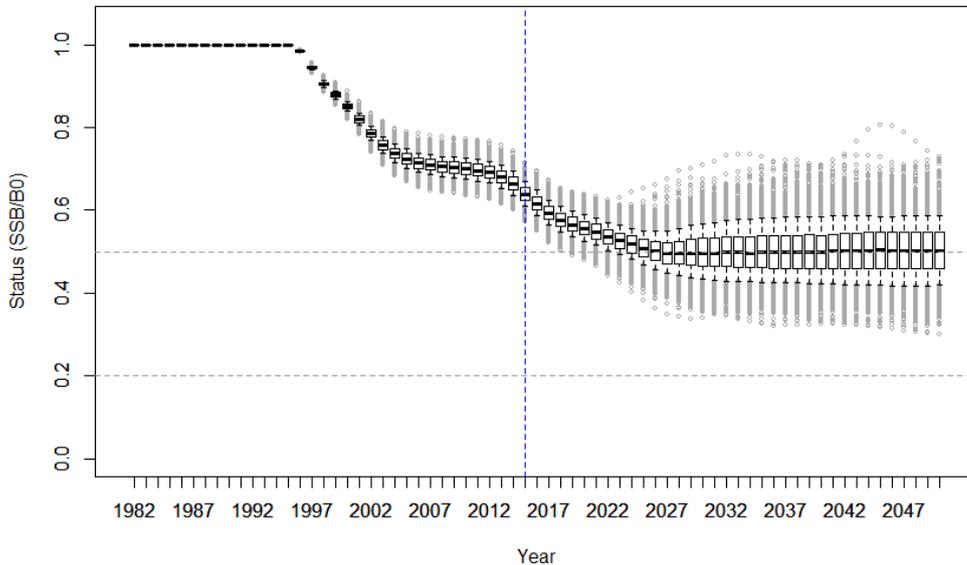


Figura 3: Estado proyectado de la SSB en relación con B_0 utilizando muestras obtenidas con el método de MCMC y un reclutamiento lognormal aleatorio futuro para el período 2011–2050, con capturas anuales constantes. Los gráficos de cajas y bigotes representan la distribución de las estimaciones de 1 000 proyecciones de prueba. Las líneas punteadas muestran los niveles de 50% y 20% del estado del stock utilizados en los criterios de decisión de la CRVMA.

Captura secundaria de peces e invertebrados

Captura secundaria de peces

23. Varias medidas de conservación se aplican actualmente en esta pesquería para asegurar que los impactos sobre las especies objetivo y otras sean mínimos. La MC 33-02 especifica que la pesca está limitada a las especies objetivo, establece los límites para la captura secundaria de peces y dispone la regla de traslado en caso de que algún lance supere estos límites (Tabla 5).

24. En la Tabla 2, se muestran los límites de captura para los grupos de especies de la captura secundaria (granaderos, rayas y otras especies) definidos en la MC 33-02.

25. En 2015, se hizo una evaluación cuantitativa del riesgo del granadero Caml (*Macrourus caml*), y en el documento WG-FSA-15 se recomendó un límite de captura de 409 toneladas para las especies *M. caml* y *M. whitsoni* (granadero de Whitson) combinadas, a partir de la evaluación del riesgo descrita en WG-FSA-15/63, y un límite de captura de 360 toneladas para el granadero ojisapo (*M. holotrachys*) y el granadero escamoso (*M. carinatus*) combinados, a partir de la evaluación anterior realizada en 2003. Estos límites de captura fueron establecidos en 2016 y reflejan el cambio en la Tabla 2.

26. La captura secundaria en las pesquerías de arrastre de austromerluza es por lo general menor que 10% de la captura total. La captura secundaria subida a bordo en las pesquerías de palangre va de 6 a 13% de la captura total, y se estima que cuando se incluye la captura que no se sube a bordo porque es cortada del palangre, va de 11 a 26% de la captura total. No se capturaron especies de la captura secundaria en cantidades cercanas al límite de captura.

27. Un análisis de dos especies de la captura secundaria, el draco rinoceronte (*Channichthys rhinoceratus*) y la trama gris (*Lepidonotothen squamifrons*), indicó que ambas especies estaban ampliamente distribuidas en la plataforma en profundidades < 1000 m (WG-FSA-15/50). Hasta 2015, los límites de captura de *C. rhinoceratus* y de *L. squamifrons*, 150 toneladas y 80 toneladas respectivamente, se basaban en las evaluaciones hechas en 1998 (SC-CAMLR-XVII, Anexo 5). Las capturas de estas especies desde 2004 han estado muy por debajo de los límites establecidos por la CCRVMA (Tabla 3). En 2015, se llevó a cabo una evaluación cuantitativa del riesgo de *C. rhinoceratus*, y en WG-FSA-15 se recomendó un límite de captura de 1663 toneladas para *C. rhinoceratus*.

28. En WG-FSA-05/70, se presentaron datos de prospección de las rayas (relaciones talla-peso, talla de madurez y estimaciones de la abundancia). En el documento WG-FSA-13/22 se presentó un análisis del programa de marcado de rayas que apuntan a una tasa de recaptura de < 1 % y una distancia promedio entre el lugar de liberación y el de recaptura de 4 millas náuticas. El análisis de las tasas de captura desde 1997 hasta 2014 de las tres especies de rayas (Nowara *et al.*, 2017) muestra pocas indicaciones de merma en los principales caladeros de pesca de arrastre, excepto por una disminución en la longitud total promedio de *B. eatonii*. Las tasas de captura de una de las especies de rayas, *B. irrasa*, muestran una ligera disminución en las aguas más profundas alrededor de las islas Heard y McDonald donde opera la pesquería de palangre. Este estudio estimó también una tasa de crecimiento de ~20 mm por año, y una edad máxima de >20 años para *B. eatonii*, a partir de datos de recuperación de marcas.

Tabla 2: Historial de la captura secundaria (granaderos y rayas), incluidos los límites de captura y el número de rayas liberadas vivas en la División 58.5.2. Los límites de captura son para todas las especies objetivo en la División 58.5.2 (ver la MC 33-03). Desde 1997 hasta 2015 todos los granaderos fueron notificados como un solo taxón a los efectos de determinar límites para la captura secundaria (Fuente: datos en escala fina.)

Tempo- rada	<i>Macrourus caml</i> y <i>M. whitsoni</i>			<i>Macrourus holotrachys</i> y <i>M. carinatus</i>			Rayas			Ejemplares liberados			
	Límite de captura (toneladas)	Captura notificada (toneladas)		Límite de captura (toneladas)	Captura notificada (toneladas)		Límite de captura (toneladas)	Captura notificada (toneladas)					
		Palangre	Arrastre		Total	Palangre		Arrastre	Total		Palangre	Arrastre	Total
1997	-	0	<1	<1				-	0	2	2	-	
1998	-	0	<1	<1				120	0	3	3	-	
1999	-	0	1	1				-	0	2	2	-	
2000	-	0	4	4				-	0	6	6	-	
2001	-	0	1	1				50	0	4	4	-	
2002	50	0	3	4				50	0	3	3	-	
2003	465	3	1	4				120	7	7	14	-	
2004	360	42	3	46				120	62	11	73	155	
2005	360	72	2	74				120	71	3	74	8412	
2006	360	26	<1	27				120	17	12	29	3814	
2007	360	61	5	66				120	8	10	18	7886	
2008	360	81	5	86				120	13	8	21	9799	
2009	360	110	2	112				120	15	9	24	10738	
2010	360	100	3	103				120	11	6	17	19319	
2011	360	147	4	151				120	11	3	14	7164	
2012	360	89	3	92				120	7	3	9	8484	
2013	360	154	3	157				120	13	11	24	13135	
2014	360	175	1	176				120	16	<1	16	25251	
2015	360	288	4	292				120	19	5	24	32515	
2016	409	79	1	80	360	220	0	220	120	20	29	50	32201

Tabla 3: Historial de la captura secundaria de (*Channichthys rhinoceratus*, *Lepidonotothen squamifrons*) y de otras especies en la División 58.5.2. Los límites de captura se fijan para toda la pesquería (véase la MC 33-02 para más información). Los datos de la temporada de pesca 2016 están incompletos. (Fuente: datos en escala fina)

Tempo- rada	<i>Channichthys rhinoceratus</i>			<i>Lepidonotothen squamifrons</i>			Otras especies					
	Límite de captura (toneladas)	Captura notificada (toneladas)		Límite de captura (toneladas)	Captura notificada (toneladas)		Límite de captura (toneladas)	Captura notificada (toneladas)				
		Palangre	Arrastre		Total	Palangre		Arrastre	Total	Palangre	Arrastre	Total
2004	150	0	1	1	80	0	0	0	50	3	16	19
2005	150	0	2	2	80	0	<1	<1	50	3	9	12
2006	150	0	3	3	80	0	0	0	50	3	7	12
2007	150	0	12	12	80	0	0	0	50	1	4	5
2008	150	0	29	29	80	0	<1	<1	50	2	18	21
2009	150	0	46	46	80	0	<1	<1	50	9	17	26
2010	150	0	26	26	80	0	<1	<1	50	6	16	22
2011	150	0	23	23	80	0	1	1	50	11	6	18
2012	150	0	42	42	80	0	0	0	50	7	5	12
2013	150	0	25	25	80	0	2	2	50	9	27	35
2014	150	0	<1	<1	80	0	5	5	50	12	17	30
2015	150	0	12	12	80	0	3	3	50	36	7	43
2016	1663	0	128	128	80	<1	3	3	50	21	24	45

Mortalidad incidental de aves y mamíferos marinos

Mortalidad incidental

29. En la Tabla 4, se presenta un resumen de la mortalidad incidental de aves marinas ocasionada por la pesca con palangres en la ZEE australiana de la División 58.5.2, desde 2004. Las tres especies que con mayor frecuencia mueren o son heridas en la pesquería son el petrel damero (*Daption capense*), el albatros de ceja negra (*Thalassarche melanophrys*) y el petrel de mentón blanco (*Procellaria aequinoctialis*).

Tabla 4: Número de aves muertas y heridas en la pesquería en la ZEE de Australia de la División 58.5.2.

Temporada	<i>Daption capense</i>	<i>Thalassarche melanophrys</i>	<i>Procellaria aequinoctialis</i>	Otras aves
2005		7	6	7
2006	1			
2007	2			
2008				2
2009	2			
2010	5			1
2011	1		1	
2012	7			
2013	1	1		2
2014				1
2015	1			2
2016			6	2

30. En 2016, murieron ocho aves, seis petreles de mentón blanco (*Procellaria aequinoctialis*), un albatros de cabeza gris (*Thalassarche chrysostoma*) y un pingüino macaroni (*Eudyptes chrysolophus*), según observaciones en la ZEE de Australia en la División 58.5.2.

31. El riesgo de mortalidad incidental de aves marinas en la División 58.5.2 es de categoría 4 (medio a alto) (SC-CAMLR-XXX, Anexo 8, párrafo 8.1).

32. En la pesquería de palangre realizada en la División 58.5.2 durante 2016 se notificó la muerte de seis elefantes marinos australes (*Mirounga leonina*) y de tres pinnípedos de la familia phocidae (posiblemente focas leopardo (*Hydrurga leptonyx*)).

Depredación

33. Desde 2011 se ha observado un bajo nivel de depredación por cachalotes en la División 58.5.2 (WG-FSA-15/53). Los avistamientos de cachalotes se producen únicamente en el período comprendido entre abril y junio.

Medidas de mitigación

34. La MC 25-03 se aplica para minimizar la mortalidad incidental de aves y mamíferos en la pesca con artes de arrastre. Las disposiciones incluyen el desarrollo de configuraciones de artes de pesca que minimicen la probabilidad de que las aves interactúen con la red, y la prohibición del vertido de restos de pescado durante el despliegue y el virado de la red de arrastre.

35. La pesca con palangres se realiza de conformidad con las MC 24-02 y 25-02 para proteger las aves, al asegurar que la línea de anzuelos se hunda y quede fuera del alcance de las aves lo antes posible tras su lanzamiento. En combinación, estas dos medidas especifican el lastrado requerido para diferentes configuraciones de palangres y el uso de líneas espantapájaros y de un dispositivo de exclusión de aves para impedir que las aves tengan acceso al cebo durante el calado y el virado. La MC 41-08 especifica la temporada de pesca básica y también las extensiones de la temporada. Si un barco captura tres aves durante una extensión de la temporada, deberá cesar inmediatamente la pesca durante ese período.

Impacto en el ecosistema y consecuencias para el mismo

36. Los artes de pesca desplegados en el lecho marino pueden tener efectos negativos en las comunidades vulnerables del bentos. Los impactos potenciales de los artes de pesca en las comunidades del bentos en la División 58.5.2 están limitados por lo pequeños y poco numerosos que son los caladeros de pesca comercial de arrastre y por la protección de grandes áreas representativas de hábitats del bentos de los efectos directos de la pesca en la reserva marina de las islas Heard y McDonald, una reserva de categoría 1a de la UICN donde la pesca está prohibida (SC-CAMLR-XXI/BG/18). La reserva marina cubre un área total de 71 200 km², que en marzo de 2014 fue ampliada en 6 200 km².

37. Los observadores han realizado el seguimiento de la captura secundaria del bentos desde las primeras etapas del desarrollo de la pesquería, y la tasa de captura secundaria del bentos ha sido por lo general menor en las áreas que posteriormente se convirtieron en los principales caladeros de pesca, a diferencia de los sitios muestreados por las RSTS.

Asesoramiento de ordenación y medidas de conservación vigentes

Medidas de conservación

38. Los límites de captura de *D. eleginoides* en la División 58.5.2 están definidos en la MC 41-08. La Tabla 5 presenta un resumen de los límites de captura vigentes.

Tabla 5: Límites en vigor para la pesquería de *Dissostichus eleginoides* en la División 58.5.2 (MC 41-08).

Elemento	Límite vigente
Acceso (artes)	Arrastres, palangres o nasas
Límite de captura	3 405 toneladas al oeste de 79°20'E (ver MC 41-08)
Temporada: arrastre y nasas	1 de diciembre a 30 de noviembre
Palangre	Del 1 de mayo al 14 de septiembre. Posibilidad de extender del 15 al 30 de abril y del 15 de septiembre al 31 de octubre de cada temporada para cualquier barco que haya cumplido plenamente con las disposiciones de la MC 25-02 en la temporada anterior.
Captura secundaria	La pesca deberá cesar si se alcanza el límite de captura secundaria de cualquier especie, según lo dispuesto en la MC 33-02: <i>Channichthys rhinoceratus</i> 1663 toneladas, <i>Lepidonotothen squamifrons</i> 80 toneladas, <i>Macrourus carinatus</i> y <i>M. holotrachus</i> 360 toneladas <i>Macrourus caml</i> y <i>M. whitsoni</i> 409 toneladas Rayas 120 toneladas
Regla de traslado	Si se alcanzan los límites de captura en cualquier lance, de conformidad con la MC 33-02, el barco no podrá pescar con ese método dentro de un radio de 5 millas náuticas de ese lugar durante por lo menos cinco días: <i>Channichthys rhinoceratus</i> 5 toneladas <i>Macrourus</i> spp. en combinación 3 toneladas <i>Lepidonotothen squamifrons</i> 2 toneladas <i>Somniosus</i> spp. 2 toneladas Rayas 2 toneladas Otras especies de captura secundaria 1 toneladas
Mitigación	De conformidad con las MC 24-02, 25-02 y 25-03, minimización del riesgo de mortalidad incidental de aves y mamíferos
Observadores	Todo barco llevará a bordo por lo menos un observador científico y podrá incluir un observador científico adicional de la CCRVMA
Datos	Notificación cada diez días, según el Anexo 41-08/A Notificación mensual a escala fina según el Anexo 41-08/A, para cada lance Sistema de notificación a escala fina según el Anexo 41-08/A. Notificado de conformidad con el Sistema de Observación Científica Internacional de la CCRVMA
Especies objetivo	A los efectos del Anexo 41-08/A, la especie objetivo es <i>Dissostichus eleginoides</i> y las especies de captura secundaria son cualquier otra especie distinta de <i>D. eleginoides</i> .
Carne gelatinosa	Obligación de notificar el número y peso de los peces desechados, incluidos los que presentan carne gelatinosa. Estas capturas se contabilizan en el límite de captura.
Protección del medioambiente	Regulado por la MC 26-01

Referencias

Appleyard, S.A., R.D. Ward and R. Williams. 2002. Population structure of the Patagonian toothfish around Heard, McDonald and Macquarie Islands. *Ant. Sci.*, 14: 364-373.

- Appleyard, S.A., R. Williams and R.D. Ward. 2004. Population genetic structure of Patagonian toothfish in the West Indian Ocean sector of the Southern Ocean. *CCAMLR Science*, 11: 21-32.
- Bull, B., R.I.C.C. Francis, A. Dunn, A. McKenzie, D.J. Gilbert, M.H. Smith, R. Bian and D. Fu. 2012. CASAL (C++ algorithmic stock assessment laboratory): CASAL User Manual v2.30-2012/03/21. *NIWA Technical Report*, 135: 280 pp.
- Candy, S.G. 2008. Estimation of effective sample size for catch-at-age and catch-at-length data using simulated data from the Dirichlet-multinomial distribution. *CCAMLR Science*, 15: 115–138.
- Candy, S.G. 2011. Estimation of natural mortality using catch-at-age and aged mark-recapture data: a multi-cohort simulation study comparing estimation for a model based on the Baranov equations versus a new mortality equation. *CCAMLR Science*, 18: 1-27.
- Candy, S.G. y A.J. Constable. 2008. An integrated stock assessment for the Patagonian toothfish, *Dissostichus eleginoides*, for the Heard and McDonald Islands using CASAL. *CCAMLR Science*, 15: 1-34.
- Candy, S.G., A.J. Constable, T. Lamb and R. Williams. 2007. A von Bertalanffy growth model for toothfish at Heard Island fitted to length-at-age data and compared to observed growth from mark recapture studies. *CCAMLR Science*, 14: 43-66.
- Candy, S.G., D.C. Welsford, T. Lamb, J.J. Verdouw y J.J. Hutchins. 2011. Estimation of natural mortality for the Patagonian toothfish at Heard and McDonald Islands using catch-at-age and aged mark-recapture data from the main trawl ground. *CCAMLR Science*, 18: 29–45.
- Candy, S.G., P.E. Ziegler y D.C. Welsford. 2014. A nonparametric model of empirical length distributions to inform stratification of fishing effort for integrated assessments. *Fish. Res.*, 159: 34-44.
- Cochran, W.G. 1977. *Sampling Techniques*. Third Edition. John Wiley and Sons Inc., New York, USA.
- Nowara, G.B., P. Burch, N. Gasco, D.C. Welsford, T.D. Lamb, C. Chazeau, G. Duhamel, P. Pruvost, S. Wotherspoon and S. Candy. 2017. Distribution and abundance of skates (*Bathyraja* spp.) on the Kerguelen Plateau through the lens of the toothfish fisheries. *Fish. Res.*, 186: 65–81.
- Welsford, D.C., S.G. Candy, T.D. Lamb, G.B. Nowara, A.J. Constable y R. Williams. 2011. Habitat use by Patagonian toothfish (*Dissostichus eleginoides* Smitt 1898) on the Kerguelen Plateau around Heard Island and the McDonald Islands. Kerguelen Plateau Symposium. *First International Scientific Symposium on the Kerguelen Plateau: Marine Ecosystem and Fisheries*: 125–136.
- Williams, R., G.N. Tuck, A.J. Constable y T. Lamb. 2002. Movement, growth and available abundance to the fishery of *Dissostichus eleginoides* Smitt, 1898 at Heard Island, derived from tagging experiments. *CCAMLR Science*, 9: 33-48.

Evaluación del stock 2015

A1. La pesquería dirigida a la austromerluza negra (*Dissostichus eleginoides*) en islas Heard y McDonald en la División 58.5.2 fue evaluada en 2015, en una evaluación integrada del stock con CASAL (WG-FSA-15/52).

Datos del modelo

A2. En la Tabla 1, se detalla el historial de la captura de *D. eleginoides* en la División 58.5.2. Para la temporada incompleta de 2015, se supuso que se alcanzaría el límite de captura estimado para este mismo año, con 26 toneladas de la prospección de arrastre estratificada aleatoriamente (RSTS), 118 toneladas de la pesca de arrastre, y 4 266 toneladas de la pesca con palangre.

A3. En las prospecciones y en la pesquería comercial, se ha medido anualmente una gran número de ejemplares de austromerluzas para determinar su talla (Tabla A1). Se ha determinado la edad de casi 14 000 otolitos obtenidos de las prospecciones y de las pesquerías comerciales, y los datos han sido utilizados en la evaluación.

Tabla A1: Número de austromerluzas medidas para determinar la talla o edad a ser utilizadas en la evaluación de las islas Heard y McDonald para prospecciones y pesquerías comerciales. Los números en negrita indican las edades que se han utilizado para calcular las claves edad-talla (ALK). La determinación de la edad de los otolitos muestreados en 2015 está incompleta.

Año	Talla			Edad		
	RSTS	Comercial	Total	RSTS	Comercial	Total
1997	0	11387	11387	0	55	55
1998	169	11229	11398	0	286	286
1999	2294	14623	16917	2	623	625
2000	2258	20483	22741	20	807	827
2001	2505	27079	29584	2	909	911
2002	2965	18476	21441	4	829	833
2003	2301	27298	29599	13	675	688
2004	2462	33509	35971	4	336	340
2005	2355	28899	31254	1	370	371
2006	2081	31427	33508	119	1100	1219
2007	2050	22843	24893	547	588	1135
2008	1281	31475	32756	652	107	759
2009	1922	44342	46264	642	77	719
2010	5893	30485	36378	918	129	1047
2011	2484	35568	38052	520	142	662
2012	6062	37026	43088	549	140	689
2013	2912	42736	45648	266	1249	1515
2014	2769	50417	53186	571	526	1099
2015	3869	18661	22530	200	3	203
Total	48632	537966	586598	5031	8951	13982

Prospecciones de arrastre estratificadas aleatoriamente

A4. En esta división, se han realizado RSTS para estimar la abundancia y la estructura de tallas de *D. eleginoides* y del draco rayado (*Champsocephalus gunnari*) en 1990, 1992, 1993 y cada año desde 1997 hasta 2014. Sin embargo, la estructura y la intensidad de los muestreos de las prospecciones han variado a lo largo de esos años a medida que los objetivos de las prospecciones han ido cambiando y mejorando la información en materia de diseño de prospección y resolución (Welsford *et al.*, 2006) (Tabla A2). El diseño de la prospección se consolidó en 2001, y la distribución del esfuerzo de muestreo en los estratos fue modificada en 2003, siendo el diseño de prospección idéntico para los años 2001–2002 y 2004–2015 (WG-FSA-15/11).

Tabla A2: Detalle de las prospecciones de arrastre consideradas para la estimación de la abundancia de juveniles de *Dissostichus eleginoides* en aguas de menos de 1000 m de profundidad en la División 58.5.2. AA – BI *Aurora Australis*, SC – BP *Southern Champion*, AC – BP Atlas Cove, AD – arrastre demersal. Nota: Las prospecciones realizadas entre 2007 y 2013 excluyen el banco Shell.

Año de la prospección	Mes	Barco	Arte	Área del diseño original (km ²)	Área tras reasignación (km ²)	Lances	Captura (toneladas)
1990	Mayo	AA	DT	97106	53383	59	16
1992	Feb	AA	DT	55817	38293	49	3
1993	Sep	AA	DT	71555	53383	62	12
1999	Abr	CC	DT	84528	80661	139	93
2000	Mayo	CC	DT	39839	32952	103	9
2001	Mayo	CC	DT	85170	85694	119	45
2002	Mayo	CC	DT	85910	85694	129	35
2003	Mayo	CC	DT	42280	42064	111	13
2004	Mayo	CC	DT	85910	85694	145	65
2005	Mayo	CC	DT	85910	85694	158	21
2006	Mayo	CC	DT	85694	85694	158	12
2007	Jul	CC	DT	83936	83936	158	12
2008	Jul	CC	DT	83936	83936	158	4
2009	Abr–Mayo	CC	DT	83936	83936	161	19
2010 ^a	Abr	CC	DT	83936	83936	134	6
2010	Sep	CC	DT	83936	83936	158	9
2011	Mar–Mayo	CC	DT	83936	83936	156	7
2012	Mar–Mayo	CC	DT	83936	83936	174	15
2013	Abr	CC	DT	83936	83936	158	8
2014	Jun	CC	DT	83936	83936	163 ^b	14
2015	Mayo	AC	DT	83936	83936	163	27

^a Prospección incompleta.

^b Incluye cinco lances realizados en el banco Shell.

A5. Para la evaluación, se utilizaron observaciones obtenidas de las prospecciones correspondientes a los períodos 2001-2002 y 2004-2015. A partir de las simulaciones llevadas a cabo por de la Mare *et al.* (WG-SAM-15/34) y de las recomendaciones de WG-SAM-15 (SC-CAMLR-XXXIV, Anexo 5, párrafo 2.10), se utilizó una distribución de probabilidad a priori log-uniforme para la capturabilidad q de la prospección con límites para el parámetro de 0,1 a 1,5.

A6. Para las prospecciones realizadas en los períodos 2001-2002 y 2004-2005, las estimaciones de abundancia por talla y sus correspondientes coeficientes de variación (CV) se obtuvieron utilizando el método de bootstrap, reteniendo la estratificación y la composición por tallas en un lance durante el bootstrap (WG-FSA-06/64).

A7. Para todas las prospecciones realizadas entre 2006 y 2015, se utilizaron datos de captura por talla a fin de estimar las proporciones por talla, ponderadas por el estrato-área. Éstas se convirtieron luego a proporciones por edad utilizando claves edad-talla (ALK), como se describe en WG-FSA-09/20, conjuntamente con el método de muestreo de Monte Carlo a fin de estimar el tamaño efectivo de la muestra (ESS) para utilizarlo como tamaño nominal de muestra multinomial. El ESS para las proporciones por edad tuvo en cuenta la incertidumbre asociada a la variabilidad entre lances de las proporciones por talla (Candy, 2008), errores de muestreo de las claves ALK, y errores aleatorios en la determinación de la edad. Las claves ALK utilizadas para cada uno de estos años se limitaron a peces cuya edad fue determinada a partir de las prospecciones correspondientes a cada año en particular.

A8. Las abundancias por edad se obtuvieron multiplicando las proporciones por edad por la abundancia estimada de la población total que era vulnerable a la prospección. Suponiendo una distribución lognormal, el CV de las estimaciones de abundancia por edad se obtuvo utilizando la varianza de las proporciones por edad y la varianza del tamaño total estimado de la población vulnerable (i. e., la varianza de una muestra aleatoria estratificada) (Cochran, 1977), según se describe en el Apéndice 2 de WG-FSA-11/24. No se calculó el error de tratamiento de los datos para la abundancia por talla de la prospección ni de los datos de abundancia por edad.

A9. La estructura de la pesquería se evaluó según el método desarrollado por Candy *et al.* (WG-SAM-13/18) y consistió en subpesquerías de arrastre entre 1997 y 2004 (Trawl1), arrastres de 2005 a 2015 (Trawl2), nasas, palangres en aguas de menos de 1500 m de profundidad (LL1) y palangres en aguas de más de 1500 m de profundidad (LL2). En todos los casos hipotéticos se incluyeron las capturas extraídas por la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada (INDNR) que se muestran en la Tabla 1. Se supuso que las capturas INDNR fueron extraídas por palangres con una función de selectividad similar a la de la subpesquería de palangre LL1.

A10. Para todos los años en que se llevó a cabo la pesca comercial desde 1997 a 2015 se utilizaron datos de captura por talla para estimar las proporciones de captura por talla. Para el período comprendido entre 1997 y 2015, se había determinado la edad de un número suficiente de peces para calcular las claves ALK específicas para cada año, cuando se agregaron las muestras edad-talla de todas las subpesquerías comerciales. Las muestras edad-talla de 1997, de tamaño relativamente bajo, fueron combinadas con las muestras de 1998. Las proporciones por edad para las subpesquerías comerciales se calcularon de la misma manera que para las prospecciones, según el método de descrito en WG-FSA-09/20.

Datos de mercado

A11. Los datos de liberación y recaptura subsiguiente de peces marcados en la pesquería de palangre de 2012 a 2014 fueron incorporados al modelo de evaluación (Tabla A3). En el análisis, no se utilizaron las recapturas efectuadas en la misma temporada. Las recapturas de 2015 se incluyeron en el modelo, si bien la pesca con palangres de esa temporada no había finalizado.

En el modelo, la tasa de desprendimiento de marcas se incorporó a la tasa de detección de marcas y fue estimada en 0,993 para la pesca con palangre (Candy y Constable, 2008), siendo la tasa de mortalidad por marcado de 0,1 y el período sin crecimiento tras el marcado de 0,5 años. El parámetro ϕ de dispersión de marcas se estimó en 1,244 según el método de Mormede *et al.* (WG-FSA-13/51).

Tabla A3: Número de peces marcados, recapturados y examinados que fueron utilizados en la evaluación. Los datos para 2015 están incompletos.

Liberaciones		Recapturas			
Año	Número	2013	2014	2015	Total
2012	1 434	22	40	22	84
2013	1 473		52	36	88
2014	1 809			31	31
Peces examinados:		357 576	412 287	240 798	1 010 661

Parámetros biológicos

A12. Se supuso que la mortalidad natural era de 0,155 (Candy *et al.*, 2011) y constante para todas las clases de edad. El crecimiento de los peces se estimó utilizando una función de crecimiento de von Bertalanffy, según el método de Candy *et al.* (2007). Se estimó una matriz de error en la determinación de la edad (AEM) siguiendo el método de Burch *et al.* (WG-FSA-14/46).

Estimaciones de parámetros y estructura del modelo CASAL

A13. El modelo de población CASAL utilizado para la evaluación de *D. eleginoides* en la División 58.5.2 contempla un solo sexo, una sola área, y está estructurado por edades que incluyen clases de edad de 1 a 35 años. Los parámetros y datos del modelo se detallan en la Tabla A4. Se utilizó CASAL 2.30-2012-03-21 rev. 4648 según las recomendaciones de WG-SAM-14.

A14. Las pasadas del modelo de evaluación se hicieron para el período de 1982 a 2015. El ciclo anual se dividió en tres intervalos de tiempo o temporadas correspondientes a i) el reclutamiento de peces, la primera mitad de la mortalidad natural y la pesca, ii) la segunda parte de la mortalidad natural y el desove, y iii) la determinación de la edad. Las simulaciones estimaron el parámetro B_0 , la abundancia de las clases anuales (YCS) de 1986 a 2010, los parámetros para las funciones de selectividad del grupo de prospecciones y de todas las subpesquerías comerciales, y la capturabilidad q de la prospección.

A15. Para el grupo de prospección y para cada subpesquería comercial se ajustaron o bien funciones de selectividad de pesca doble normal (DN) o doble normal achatada (DNP) (Bull *et al.*, 2012). Cuando se consideró que el parámetro duración de la función achatada era muy pequeño ($\sim 0,1$ año), la función DNP colapsó a función DN y fue reemplazada por DN en el modelo de evaluación. Así fue para las prospecciones y las subpesquerías de arrastre, mientras que las pesquerías de palangre y con nasas fueron ajustadas con funciones DNP.

Procedimiento de ajuste del modelo

A16. Se definieron las distribuciones de probabilidad *a priori* o priores para todos los parámetros ajustables en los modelos. Se incluyeron penalizaciones para la YCS a fin de forzar el promedio de YCS estimado hacia 1, y para capturas para evitar que el modelo estimara una biomasa explotable para la cual la captura de cada subpesquería en un año dado excediera la tasa de explotación máxima fijada en $U = 0,995$.

Tabla A4: Parámetros demográficos, sus valores y datos utilizados en la evaluación de *D. eleginoides* en la División 58.5.2 en 2015.

Parámetros	Valores	Datos	Valores
Período evaluado	1982–2014	RSTS:	Prospección
B_0 y reclutamiento:		Frecuencias de tallas de prospecciones	2001–2002, 2004–2005
B_0	Estimada	Frecuencias de edades de prospecciones	2006–2015
Reclutamiento promedio	Derivado de B_0	Subpesquerías comerciales:	Trawl1, Trawl2, LL1, LL2, Pot
Período de la YCS estimada	1986–2009	Proporciones por edad	1997–2014
σ_R para proyecciones	Calculado a partir de la YCS 1992–2010	Tamaño efectivo de la muestra (ESS)	Estimado, excepto para Nasas fijado en 1
Reclutamiento de stock y pendiente h	Función Beverton-Holt $h = 0,75$	Datos de marcado	
Clases de edad	1–35 y	Liberación de peces marcados	
Clases de talla	300–2000 mm	Subpesquerías	LL1, LL2
Talla por edad:	von Bertalanffy	Años	2012–2014
L_∞	2116		
K	0.030		
t_0	–5.31		
CV	0.128		
Matriz de error en la determinación de la edad	Burch <i>et al.</i> (WG-FSA-14/46)	Recaptura de peces marcados	
Peso por talla L (mm a t)	$c = 2,59E-12$; $d = 3,2064$	Subpesquerías	LL1, LL2
Estadio de madurez: intervalo 5–95 %	11–17 y	Años	2013–2015
Mortalidad natural M	0.155		
Prospección q	Estimada		
Datos de marcado			
Desprendimiento de marcas y detección	0.993		
Mortalidad por marcado	0.1		
Período sin crecimiento	0.5 y		
Distribuciones de probabilidad <i>a priori</i> y límites			
B_0	Distribución de probabilidad <i>a priori</i> : uniforme		
Valor inicial	90 000		
Límites	30 000–250 000		
Prospección q	Distribución de probabilidad <i>a priori</i> : log-uniforme		
	Límites: 0,1–1,5		

Parámetros	Valores	Datos	Valores
YCS	Distribución de probabilidad		
Valor inicial	<i>a priori</i> : lognormal		
Límites	$\mu = 1CV = 0,6$ 0.001–200		
Selectividades de pesquerías:			
Doble normal:	Distribución de probabilidad		
Subpesquerías	<i>a priori</i> : uniforme		
Valores iniciales (límites)	Prospección, Arrastre1 (Trawl1), Arrastre2 (Trawl2) a_1 : 4 (1-20) σ_L : 1 (0,1-20) σ_R : 7 (0,1-20)		
Doble normal achatada:	Distribución de probabilidad		
Subpesquerías	<i>a priori</i> : uniforme		
Valores iniciales (límites)	LL1, LL2, Nasa a_1 : 10 (1-20) a_2 : 6 (0,1-20) σ_L : 1 (0,1-20) σ_R : 3 (0,1-20) a_{max} : 1 (1-1)		
Número de parámetros	47		

A17. Cuando se ajustaron las pasadas del modelo, la exclusión del error de tratamiento de los datos al utilizar la ESS inicial dio una ponderación excesiva en la estimación de parámetros a las observaciones de proporciones por talla y por edad de la explotación comercial. Por lo tanto, se llevaron a cabo una serie de repeticiones para cada simulación con el método de Candy (2008) para tomar en cuenta el error de tratamiento hasta que se estabilizó ESS sin haber más reducciones de importancia práctica.

A18. Inicialmente, se hizo una estimación de punto (máxima densidad de probabilidad a posteriori, MPD) y de su matriz de covarianza aproximada de todos los parámetros ajustables en la matriz inversa Hessian. Luego, esas estimaciones se utilizaron como punto de partida para realizar el muestreo mediante el método de Monte Carlo con cadenas de Markov (muestreo MCMC). Para los muestreos MCMC, se eliminaron las primeras 500 000 repeticiones (burn-in) y se tomó una muestra de cada mil para el millón de repeticiones siguiente. Se utilizaron gráficos de perfil de MCMC para detectar la no convergencia.

Cálculos del rendimiento

A19. Se utilizaron muestras MCMC para las proyecciones con CASAL a fin de obtener 1000 muestras aleatorias de las series cronológicas del número estimado de reclutas de edad -1 para el período de 1987 a 2011, correspondientes a las estimaciones de YCS de 1986 a 2010. La mediana de la raíz cuadrada de la varianza del número anual de reclutas de edad -1 de 1992 a 2010 proporcionó una estimación sólida del CV_R para el reclutamiento requerido para generar el reclutamiento aleatorio lognormal.

A20. Los CV estimados fueron utilizados para generar el reclutamiento aleatorio desde 2011 hasta el final del período de proyección de 35 años. En base a esta muestra de proyecciones para la biomasa del stock de desove, se calcularon los límites de captura a largo plazo siguiendo los criterios de decisión de la CCRVMA:

1. Elegir un rendimiento γ_1 , tal que la probabilidad de que la biomasa de desove descienda a menos del 20% de su nivel mediano antes de la explotación durante un período de explotación de 35 años sea de 10% (probabilidad de merma).
2. Elegir un rendimiento γ_2 tal que la mediana del escape de la biomasa de desove al final del período de 35 años sea de 50% de su nivel mediano antes de la explotación.
3. Elegir el que sea menor, γ_1 o γ_2 , como el rendimiento.

A21. La probabilidad de agotamiento o merma se calculó como la proporción de muestras de la distribución bayesiana a posteriori en que el valor pronosticado para el futuro de la biomasa del stock de desove (SSB) era menor que 20% de la mediana de la biomasa del stock de desove antes de la explotación en cualquier año, para cada uno de los años del período de proyección de 35 años. El nivel de escape se estimó como la proporción de muestras de la distribución bayesiana a posteriori en que el valor futuro pronosticado de la SSB era menor que el 50 % de B_0 de la muestra correspondiente al final del período de proyección de 35 años.

A22. Las estimaciones del límite de captura se realizaron suponiendo que las capturas anuales eran constantes. Se supuso que las prospecciones futuras serían realizadas anualmente y que la captura sería de 20 toneladas. A su vez, se supuso que el total de la captura futura se extraería con palangres y que se subdividiría la captura en base a la distribución de la captura de las subpesquerías de palangre durante 2015. Esto significó que el 50% de la captura total se atribuyó a LL1 y el 50% a LL2.

Estimaciones del modelo

A23. El modelo de evaluación de 2015 estimó una biomasa prístina B_0 SSB de 87 077 toneladas (IC del 95%: 78 500-97 547 toneladas) y un estado estimado de la SSB en 2015 de 0,64 (IC del 95%: 0,59-0,69) (Tabla A5; Figura A1).

A24. Los gráficos de perfil de las MCMC para todos los parámetros ajustables muestran pocos indicios de no convergencia (Figuras A2 y A3).

Tabla A5: Estimaciones MCMC de la mediana de SSB_0 y del estado de la SSB en 2015, con intervalos de confianza del 95%.

B_0 (IC del 95%)	Estado de la SSB en 2015 (IC del 95%)
87 077 (78 500–97 547)	0.64 (0.59–0.69)

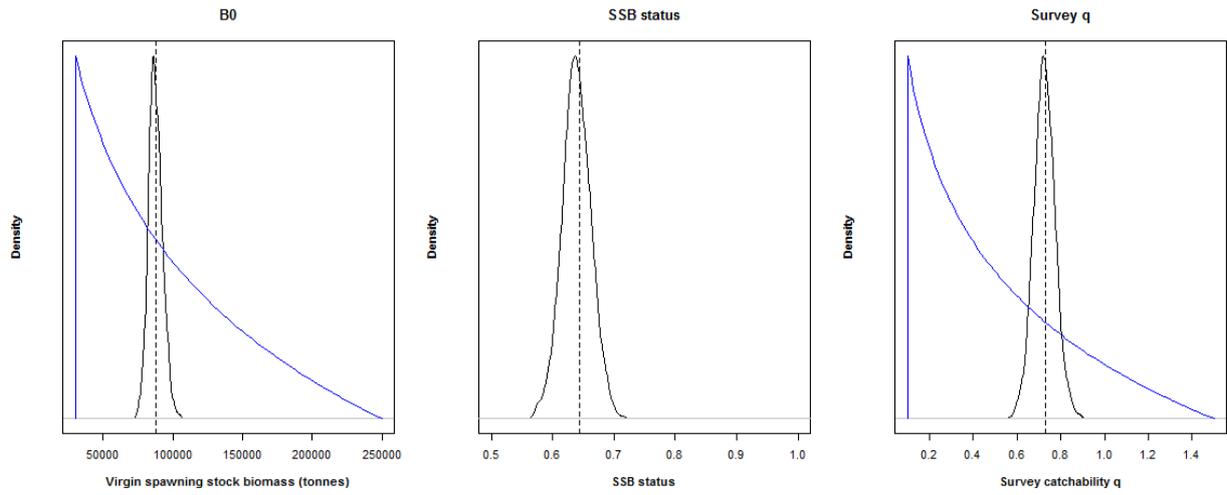


Figura A1: Distribución a posteriori MCMC de B_0 , estado de la SSB en 2015, y capturabilidad q de prospección (negro) y distribuciones de priores (azul). Las líneas punteadas verticales indican las estimaciones de máxima densidad de probabilidad a posteriori (MPD).

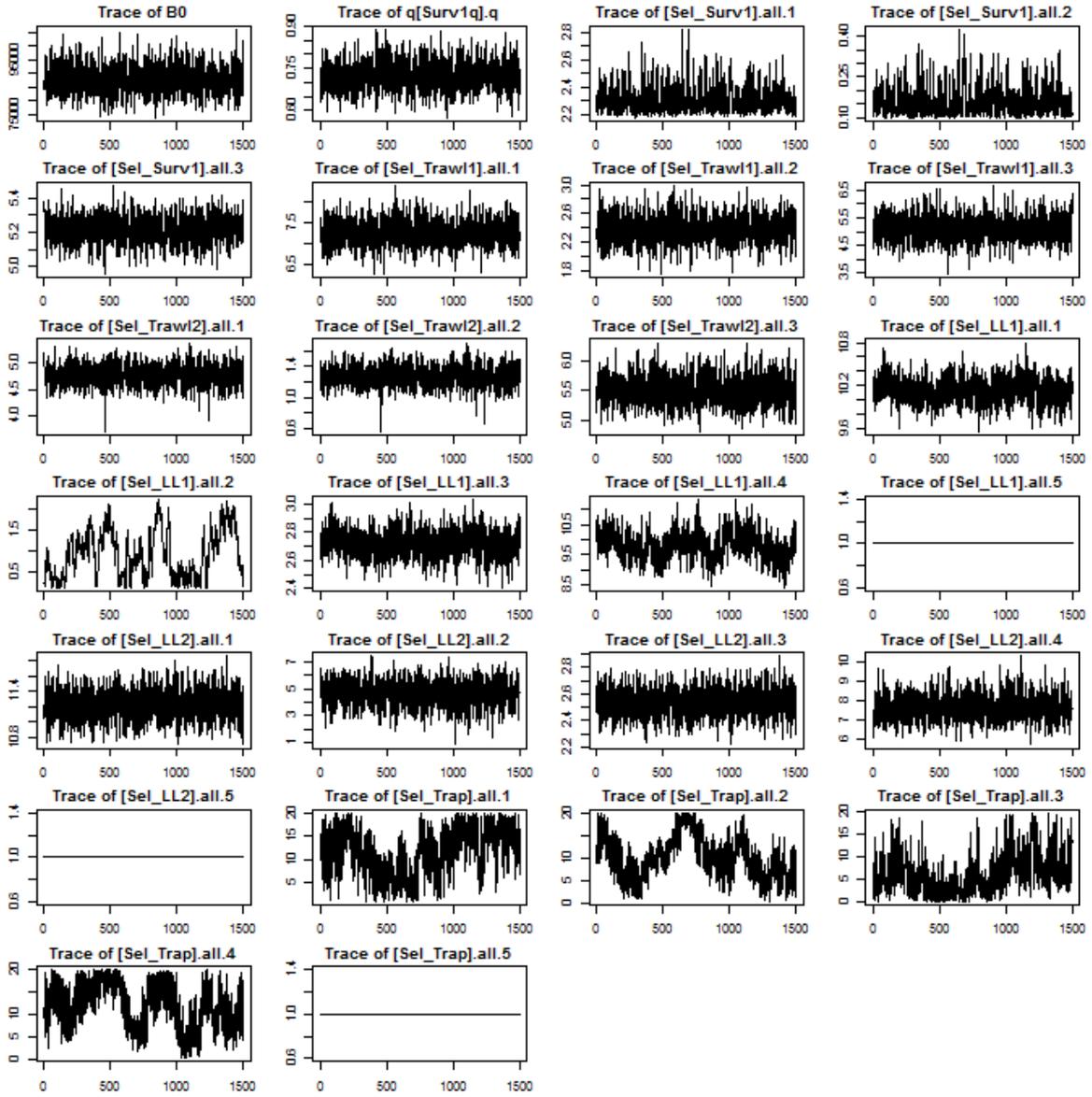


Figura A2: Gráficos de perfil de estimaciones a posteriori MCMC de B_0 , capturabilidad q de prospección y todos los parámetros de selectividad.

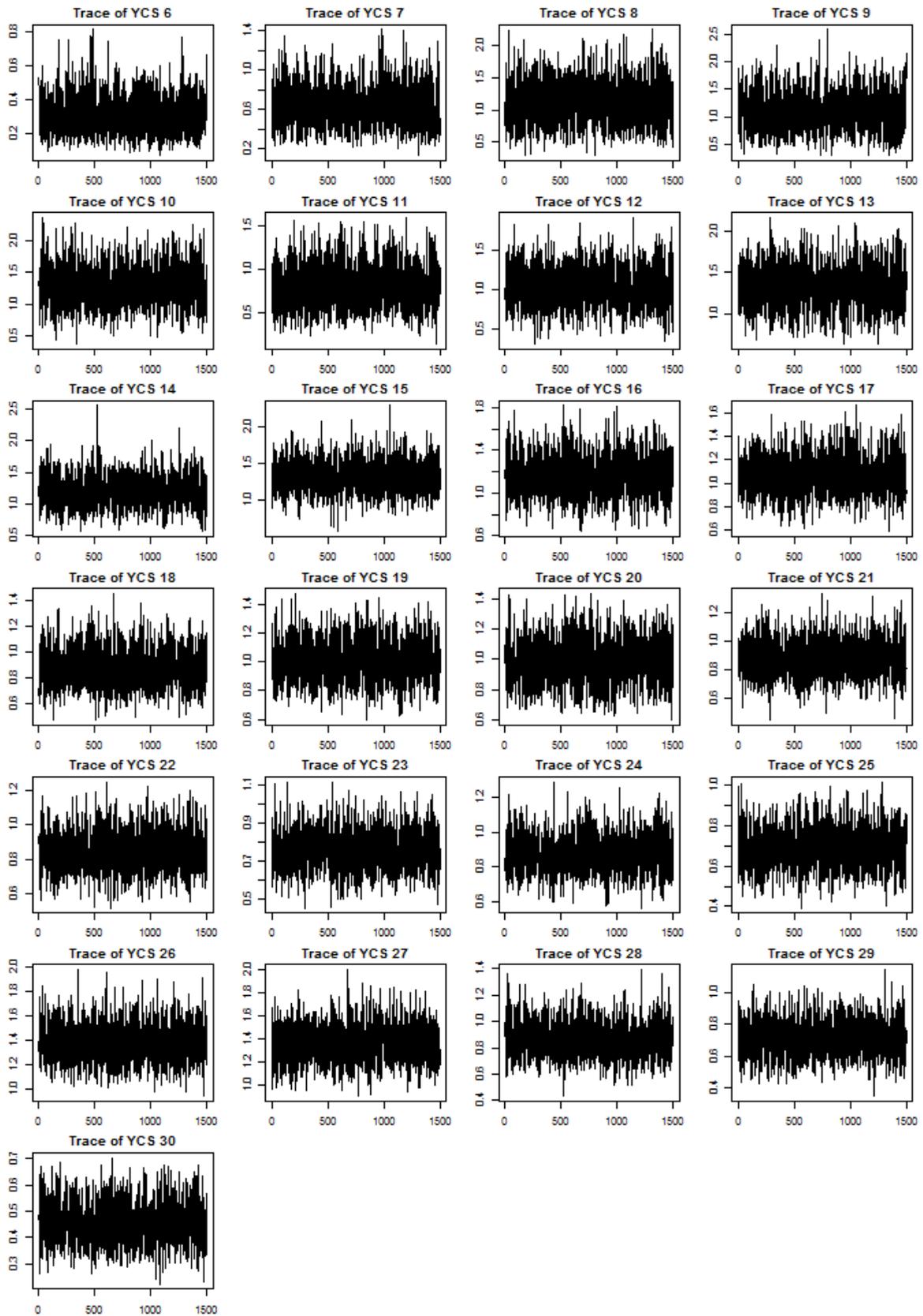


Figura A3: Gráficos de perfil de estimaciones a posteriori MCMC para todos los parámetros YCS estimados.

A25. Las estimaciones de la YCS y las funciones de selectividad se muestran en las Figuras A4 y A5. Las funciones de selectividad fueron distintas para las prospecciones, y las subpesquerías de arrastre, de palangre y con nasas. En las prospecciones de arrastre y en las subpesquerías comerciales de arrastre se observó una predominancia de peces juveniles, mientras que en las subpesquerías de palangre y nasas predominaban los peces de mayor edad, capturando LL2 peces de mayor edad en aguas de más de 1500 m de profundidad que LL1 en aguas de menos de 1500 m de profundidad. Se estimó que los ejemplares capturados por nasas eran predominantemente mayores de 15 años de edad.

A26. El CV mediano estimado para la YCS en el período 1992-2010 se utilizó para generar el reclutamiento aleatorio desde 2011 hasta 2015 y el período de proyección de 35 años de 2016 a 2050 ($\sigma_R = 0,32$). La captura máxima que satisface las reglas de control de la explotación de la CCRVMA, suponiendo que en el futuro las capturas anuales constantes de 20 toneladas serían extraídas por entero por una prospección anual de palangre (50 % por LL1 y 50 % por LL2) fue estimada en 3 405 toneladas (Tabla A6 y Figura A4).

Tabla A6: Estimaciones de límites de captura en toneladas basadas en muestreos MCMC que satisfacen las reglas de control de la explotación de la CCRVMA, con i) un escape mediano de la biomasa de desove al final del período de proyección de 35 años de como mínimo 50% de su nivel mediano previo a la explotación ('Objetivo'); y ii) un riesgo menor a 10% de que la biomasa de desove disminuya a menos de 20% de su nivel mediano previo a la explotación en cualquier momento durante el período de proyección de 35 años ('Agotamiento o merma').

Modelo	Límite de captura	Especie objetivo	Agotamiento o merma
Evaluación 2015	3405	0.502	0.00

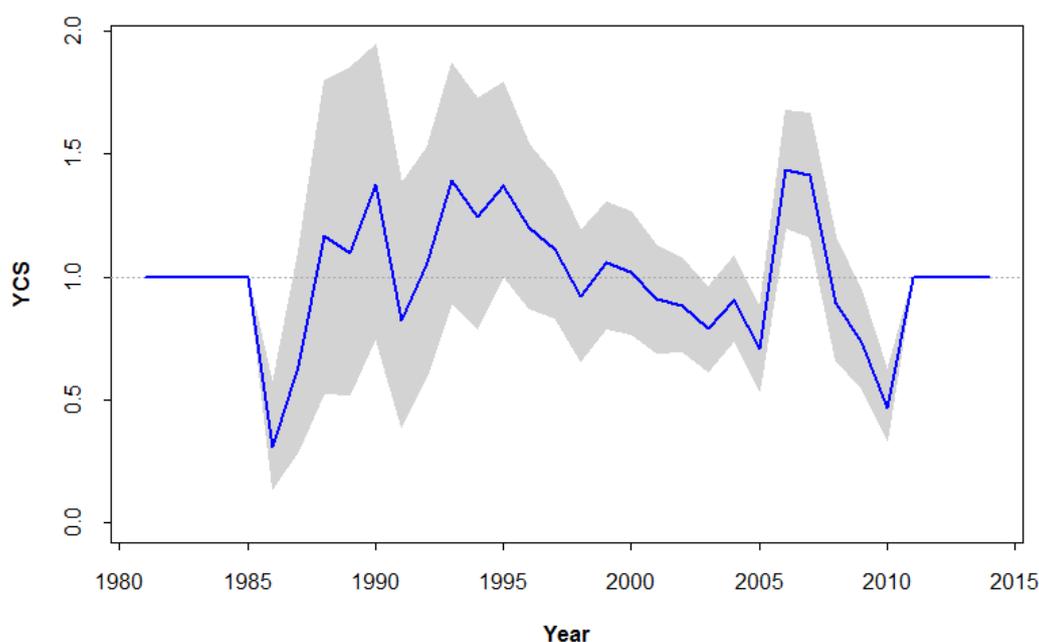


Figura A4: Estimaciones de la abundancia de las clases anuales (YCS) con intervalos de confianza del 95% obtenidos de muestreos con el método MCMC.

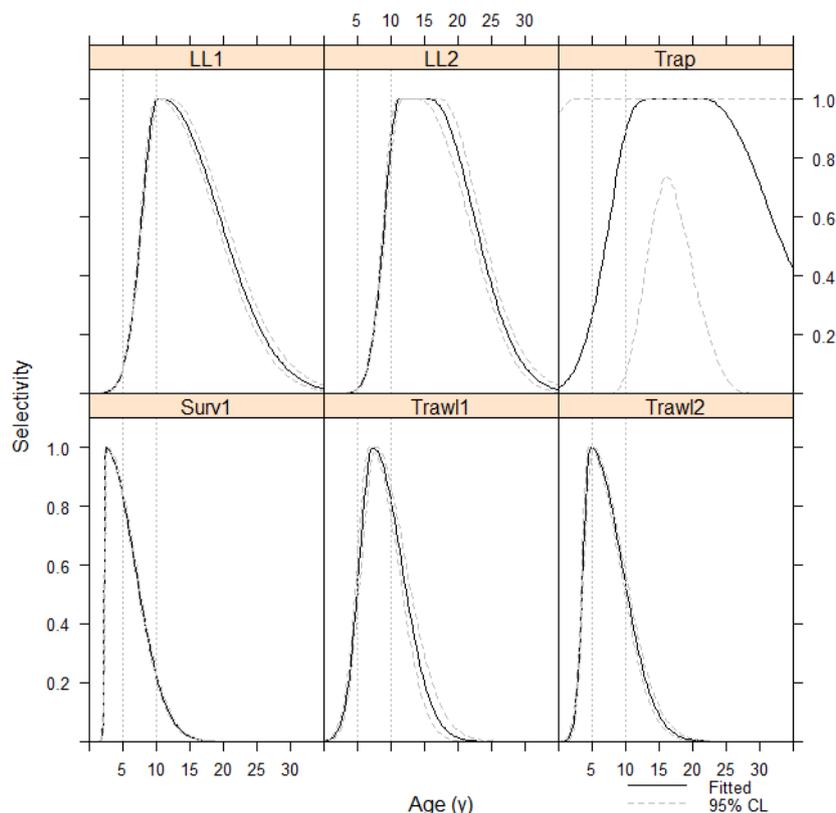


Figura A5: Funciones de selectividad doble normal y doble normal achatada estimadas para la prospección (Surv1) y subpesquerías comerciales, mostrando los IC del 95 % obtenidos de muestreos con el método MCMC. ‘Trawl1’ indica la pesca de arrastre desde 1997 hasta 2004 y ‘Trawl2’ indica la pesca de arrastre desde 2005 hasta 2015, mientras que ‘LL1’ y ‘LL2’ indican pesca con palangres en aguas de <1500 m y >1500 m de profundidad, respectivamente. Las líneas verticales de referencia muestran los 5 y los 10 años de edad.

Perfil de verosimilitud

A27. El perfil de verosimilitud se muestra en la Figura A6. Datos del mercado realizado desde 2012 hasta 2014 indican que la B_0 más probable sería de aproximadamente 85 000 toneladas, mientras que los datos del mercado a partir de 2013 indican que una B_0 de aproximadamente 65 000 toneladas sería más probable. Los datos de abundancia de la prospección indicaron que un B_0 de más de 100 000 toneladas sería más probable. Las proporciones de captura por edad de la pesca de arrastre y de palangre por lo general sugirieron que grandes niveles de B_0 eran más probables.

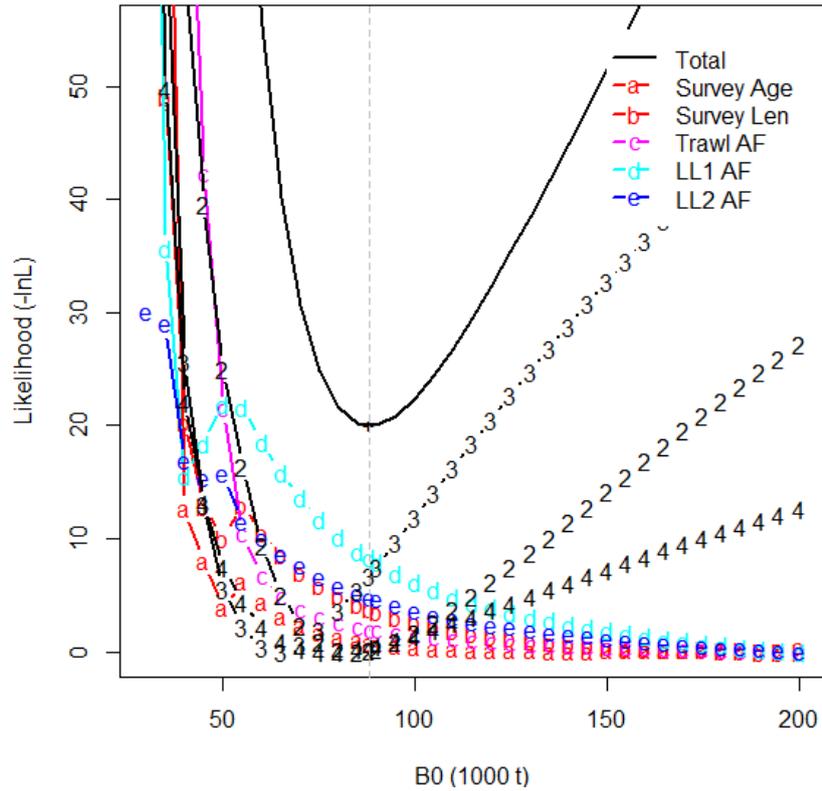
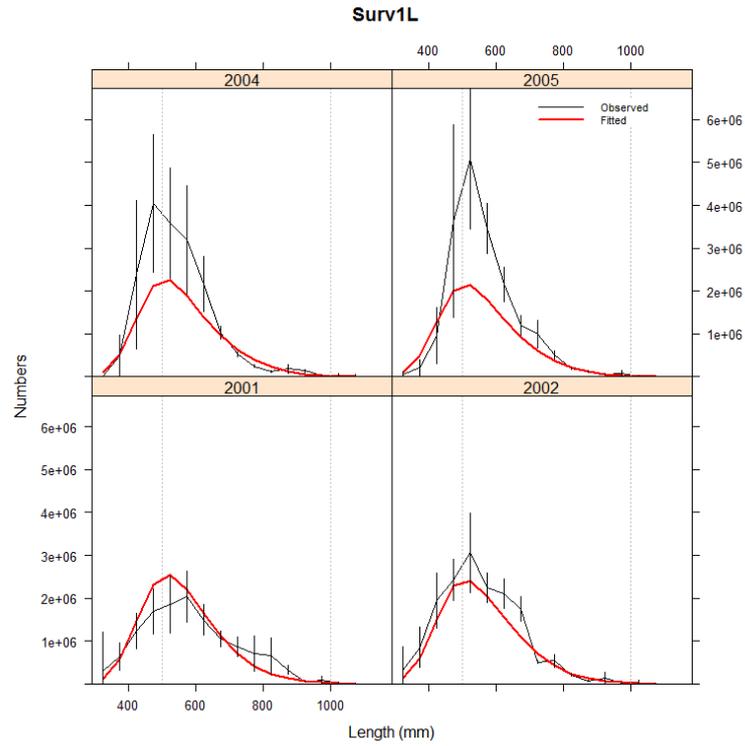


Figura A6: Perfiles de verosimilitud (verosimilitud logarítmica -2) para una gama de valores de B_0 . Para crear estos perfiles, se fijaron los valores de B_0 y sólo se estimaron los demás parámetros. Se reajustaron los valores para cada conjunto de datos para tener cero como mínimo, y el valor de la función objetivo total fue reajustado a 20. La línea gris punteada indica la estimación de MPD. Las líneas grises continuas indican la función objetivo total y los intervalos de confianza del 95% para ambos perfiles de verosimilitud. '2' indica la liberación de peces marcados realizada a partir de 2012, '3' indica la liberación realizada a partir de 2013 y '4' indica la liberación realizada a partir de 2014.

Ajustes del modelo

A28. Las Figuras A7 a A15 muestran el ajuste MPD del modelo a las observaciones de la prospección, los conjuntos de datos de proporciones por edad para las subpesquerías comerciales, y la liberación de peces marcados de las subpesquerías de palangre.

(a)



(b)

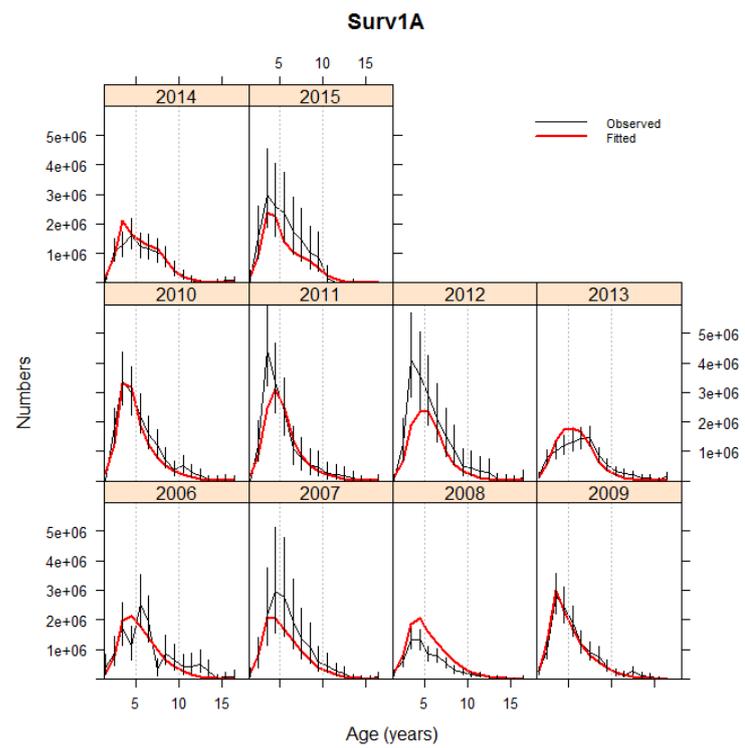
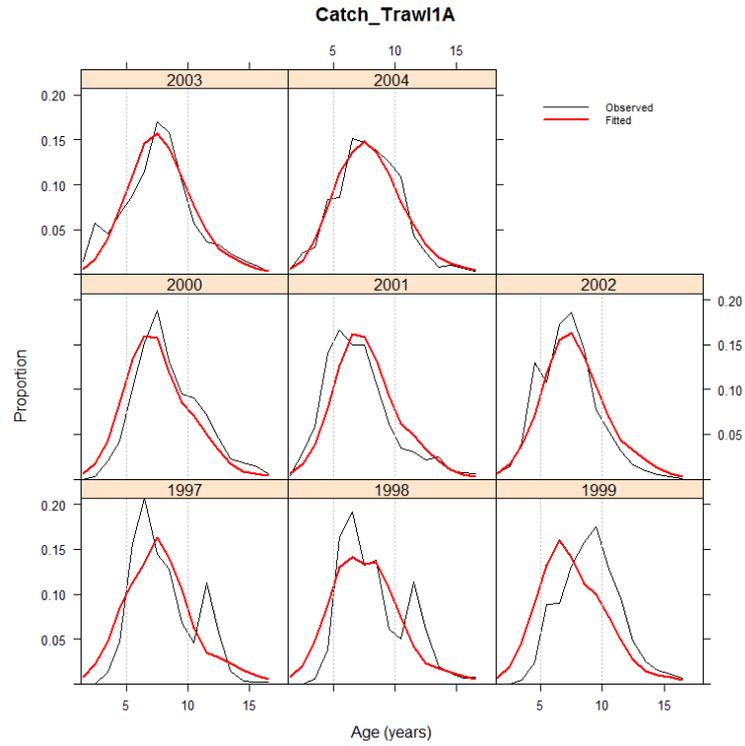


Figura A7: a) Abundancia por talla y b) abundancia por edad observadas (líneas negras con un IC aproximado de 95 % aprox.) y esperadas (líneas rojas) para la prospección. Nótese que algunos años no son consecutivos.

(a)



(b)

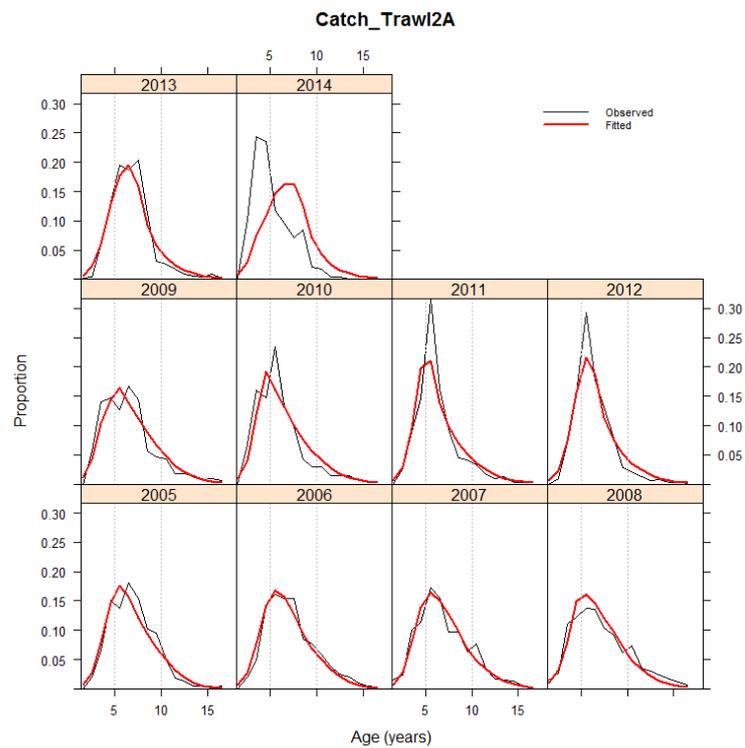
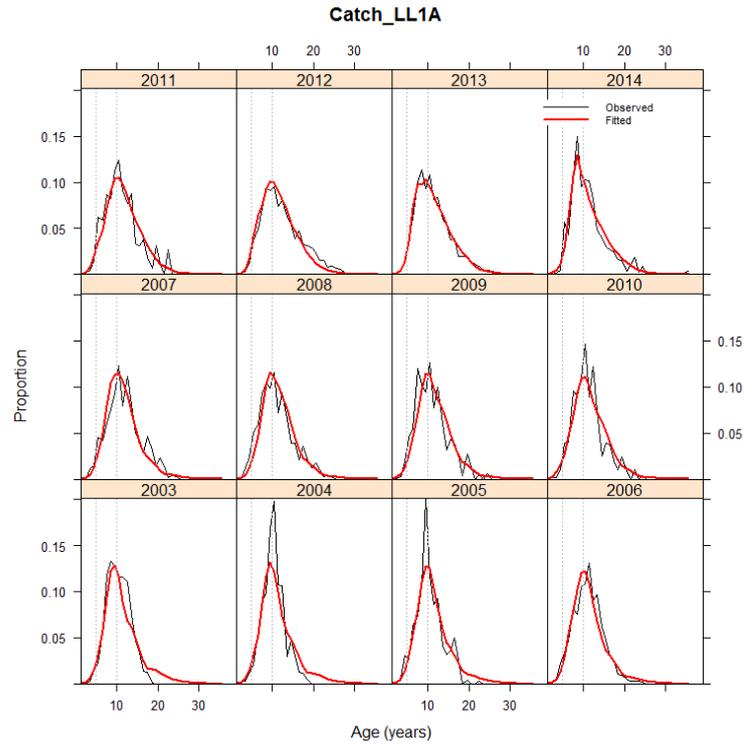


Figura A8: Proporciones por edad observadas (líneas negras) y esperadas (líneas rojas) para a) Trawl1 y b) Trawl2.

(a)



(b)

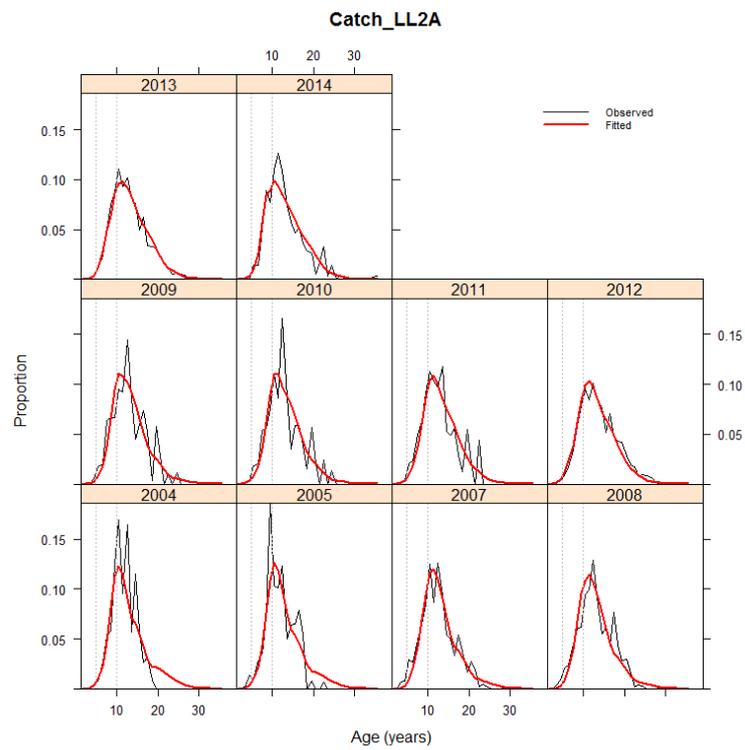


Figura A9: Proporciones por edad observadas (líneas negras) y esperadas (líneas rojas) para a) LL1 y b) LL2.

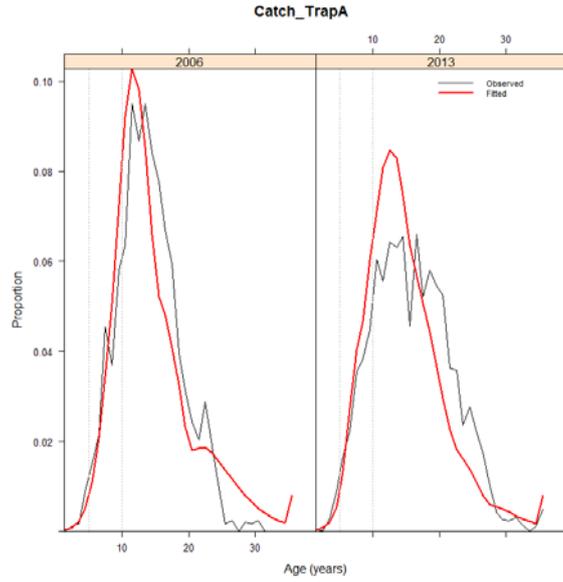


Figura A10: Proporciones por edad observadas (líneas negras) y esperadas (líneas rojas) para nasas. Nótese que los años no son consecutivos.

(a)

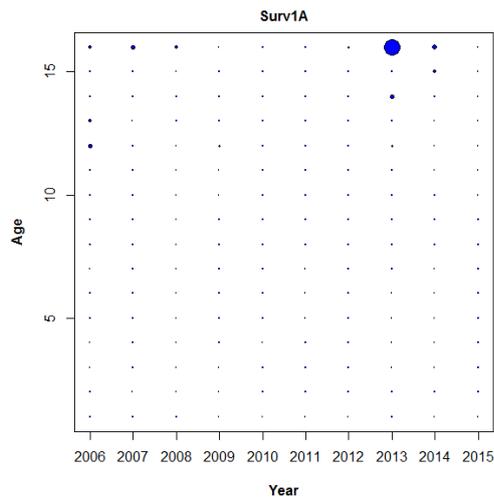


Figura A11: Residuales de Pearson de los ajustes MPD por edad y año de a) prospección, b) pesca comercial de arrastre y c) subpesquerías de palangre.

(continúa)

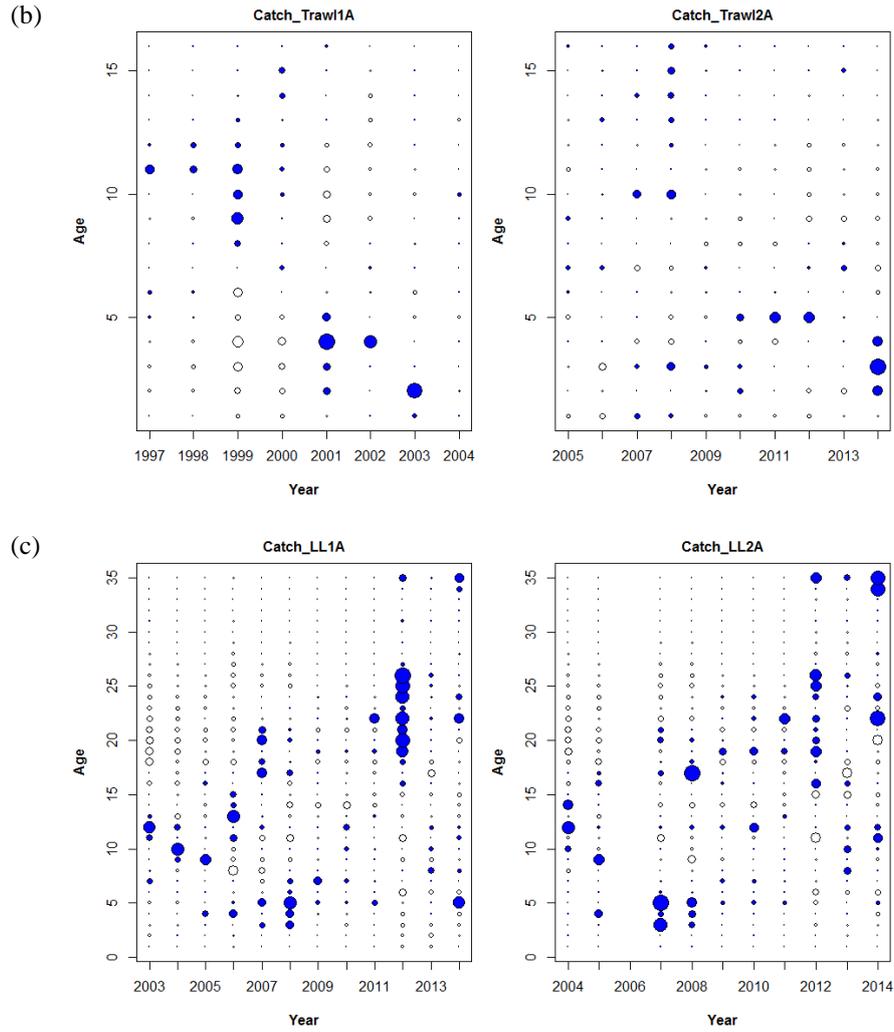


Figura A11 (cont.): Residuales de Pearson de los ajustes de MPD por edad y año para a) prospección, b) pesca comercial de arrastre y c) subpesquerías de palangre.

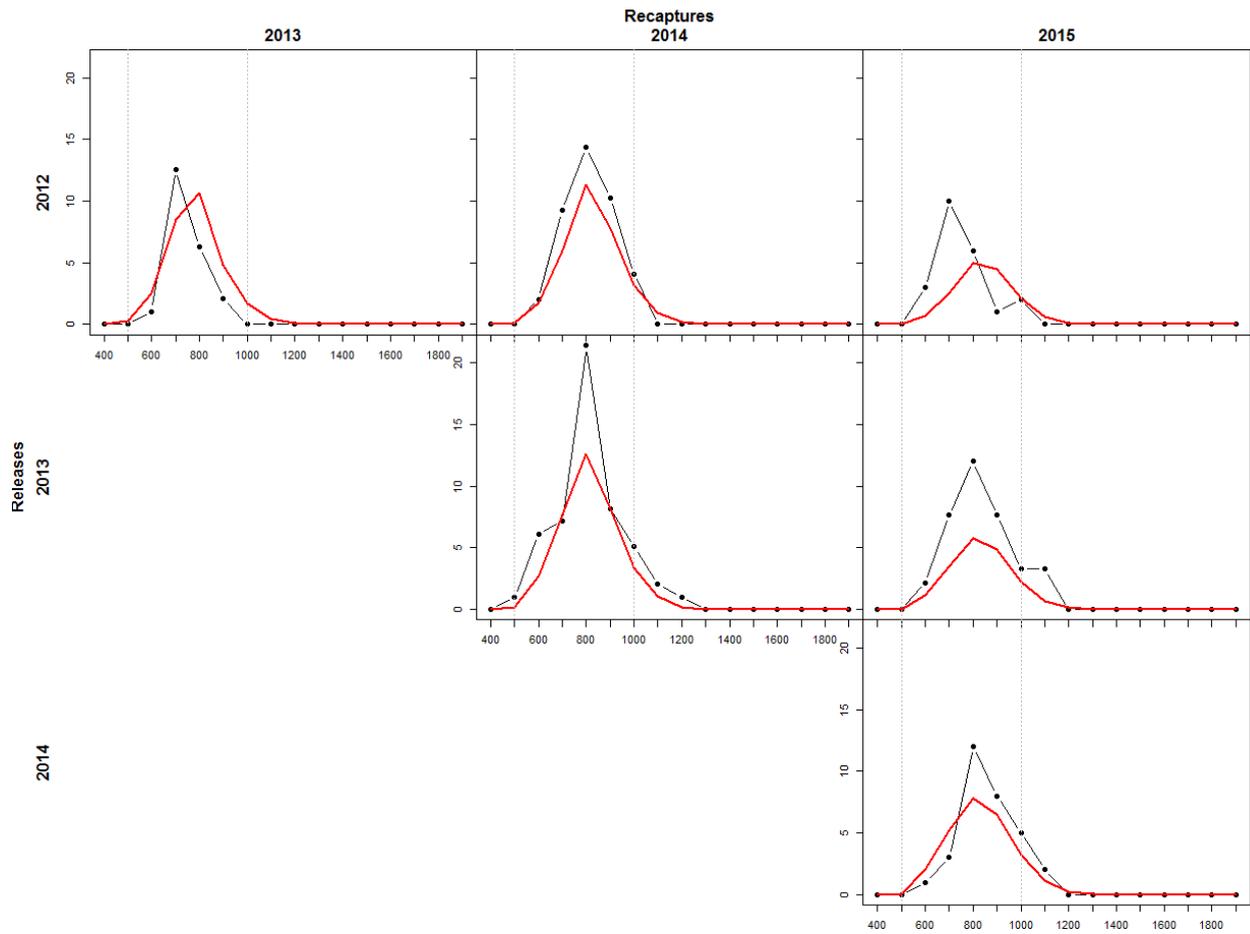


Figura A12: Recapturas de peces marcados observadas (líneas negras) y esperadas (líneas rojas) por incrementos de talla de 100 mm para peces marcados y liberados en 2012-2014 y recapturados en 2013-2015.

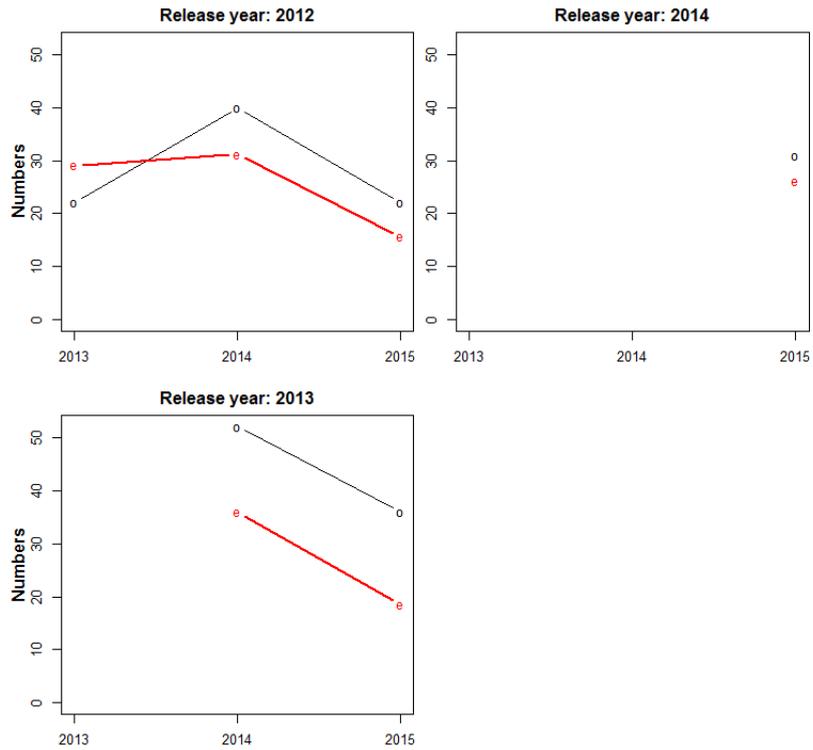


Figura A13: Recapturas totales de peces marcados observadas (líneas negras) y esperadas (líneas rojas) por año de recaptura para peces marcados y liberados en 2012-2014 y recapturados en 2013-2015.

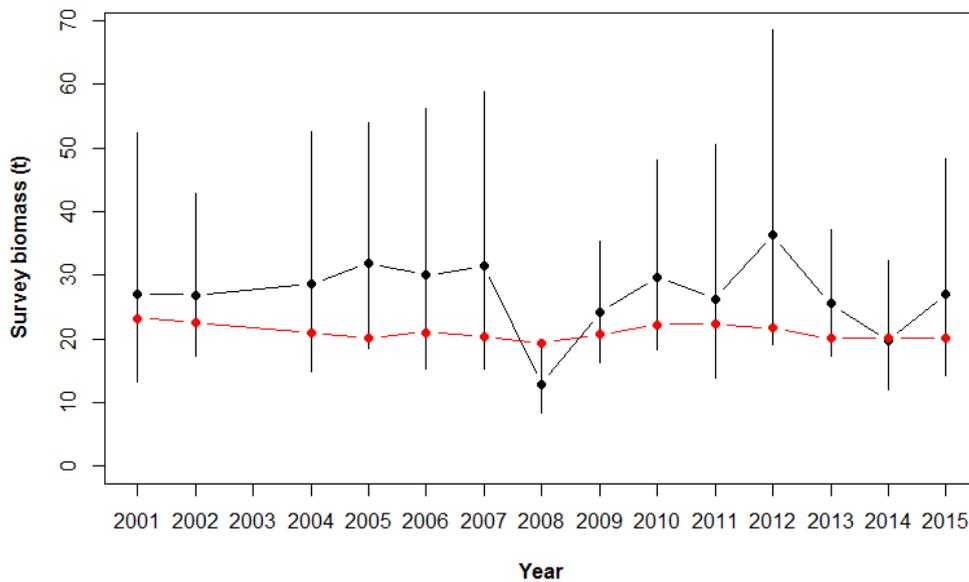


Figura A14: Biomasa de prospección calculada (con un IC indicativo del 95%) de los números observados (negro) y esperados (rojo) de prospección.

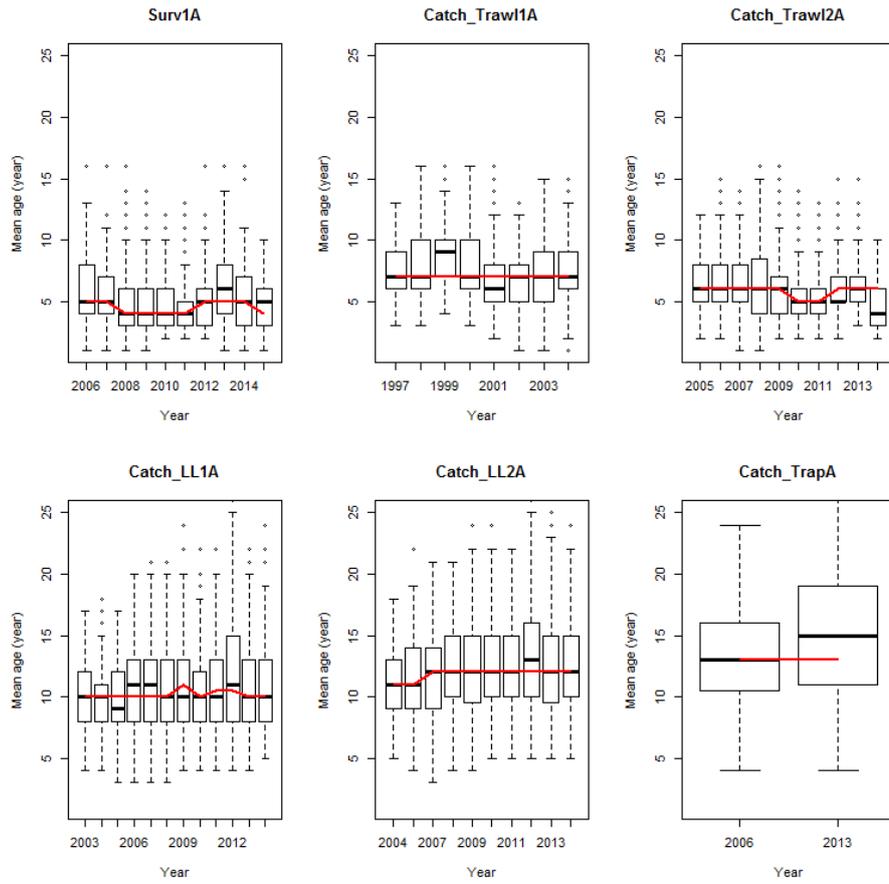


Figura A15: Gráficos de cajas y bigotes de la edad observada por subpesquería y edad mediana esperada (línea roja).