

**EVALUACIÓN DE LA ABUNDANCIA Y
ESTADO DE EXPLOTACIÓN DE LA MERLUZA
NEGRA (*Dissostichus eleginoides*) DEL
ATLÁNTICO SUDOCCIDENTAL (PERÍODO
1980-2021). CAPTURA BIOLÓGICAMENTE
ACEPTABLE PARA EL AÑO 2023**

Emiliano J. Di Marco, Otto C. Wöhler, Patricia A. Martínez y
Gonzalo H. Troccoli

Citar como:

Di Marco EJ, Wöhler OC, Martínez PA, Troccoli GH. 2022. Evaluación de la abundancia y estado de explotación de la merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) del Atlántico Sudoccidental (período 1980-2021). Captura Biológicamente Aceptable para el año 2023. Inf. Téc. N° 058/2022. 40 pp.





EVALUACIÓN DE LA ABUNDANCIA Y ESTADO DE EXPLOTACIÓN DE LA MERLUZA NEGRA (*Dissostichus eleginoides*) DEL ATLÁNTICO SUDOCCIDENTAL (PERÍODO 1980-2021). CAPTURA BIOLÓGICAMENTE ACEPTABLE PARA EL AÑO 2023

Emiliano J. Di Marco, Otto C. Wöhler, Patricia A. Martínez y Gonzalo H. Troccoli

Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP)

Resumen ejecutivo

El establecimiento de una serie de medidas de ordenamiento en la pesquería argentina de merluza negra (*Dissostichus eleginoides*), a partir del año 2002, derivó en una situación posterior más favorable para dicho efectivo. La implementación del régimen de Cuotas Individuales y Transferibles de Captura (CITC) para la especie (Resolución CFP 21/09) contribuyó otorgándole mayor previsibilidad. Desde el año 2004, se realiza anualmente la estimación del estado de explotación del efectivo que se distribuye en el océano Atlántico Sudoccidental y se sugieren valores de CBA a la administración pesquera nacional. Con esa finalidad, se implementó, en la plataforma AD Model Builder, un Modelo Estadístico de Captura a la Edad (MECE o SCAA por sus siglas en inglés) que considera error en las proporciones por edad de la captura y en los reclutamientos.

El ajuste del modelo se realizó en función de cuatro series de CPUE estandarizadas (índices de abundancia) y dos series de proporciones del número de individuos por edad (composiciones por edad) provenientes de la flota comercial, discriminadas por tipo de flota (arrastre y palangre) y períodos de años. La elección de los mismos se basó en aspectos operativos de la flota que influyeron en el comportamiento y la eficiencia del arte de pesca. Si bien los primeros ejercicios de evaluación utilizaron índices de abundancia derivados de la flota palangrera, el retiro de la pesquería de los buques argentinos con este arte ocasionó que la captura total argentina pase de un 70% en el año 2005 a un 2% en el 2021, con la consiguiente disminución de la información necesaria para la estimación de dicho índice. Esto generó la necesidad de construir otro índice a partir de la información procedente de la flota arrastrera. Por lo tanto, además de los índices derivados del palangre, se contó con un índice proveniente del arrastre, utilizado en las evaluaciones de los últimos años. Se consideraron tres períodos en la serie de valores de CPUE estandarizadas procedentes de la flota palangrera (1994-2000, 2001-2006 y 2009-2016) y un período en la serie de valores de CPUE provenientes de la flota arrastrera (2010-2021). Respecto de los índices de estructura, provinieron de la captura de la flota arrastrera obtenida en los años 2000, 2003 a 2010 y 2012 a 2021, y de la flota palangrera obtenida en los años 2000, 2003 a 2021. La imposición de la veda reproductiva estacional durante los meses de julio a septiembre, motivó la elaboración de un nuevo índice de abundancia, considerándose dos series alternativas diferentes de CPUE derivado del arrastre que abarcaron el período 2010-2021. Una de ellas derivó de un modelo estadístico que excluyó los meses de veda durante todo el período (CPUE 4 Arr.) y otra que incluyó el factor Veda en el modelo y comprendió todos los meses durante el período completo (CPUE 5 Arr.).

Además, se planteó el modelo de evaluación con dos valores diferentes del parámetro h (*steepness*, en inglés) de la relación *stock*-recluta: en 0,60, valor tradicionalmente utilizado en la evaluación de merluza negra que realiza el INIDEP, y en 0,75, valor normalmente utilizado como de compromiso en la bibliografía internacional.

Tanto la serie del índice de arrastre considerada como el valor de h propuesto como fijo motivaron la realización de cuatro escenarios de ajuste del modelo de evaluación:

Escenario 1: índice CPUE de arrastre que excluyó los meses de veda reproductiva (CPUE 4 Arr.) y h fijo en 0,60.

Escenario 2: índice CPUE de arrastre que excluyó los meses de veda reproductiva (CPUE 4 Arr.) y h fijo en 0,75.

Escenario 3: índice CPUE de arrastre que incluyó todos los meses y el factor Veda (CPUE 5 Arr.) y h fijo en 0,60.

Escenario 4: índice CPUE de arrastre que incluyó todos los meses y el factor Veda (CPUE 5 Arr.) y h fijo en 0,75.

A fin de diagnosticar el estado de explotación del efectivo de merluza negra del Atlántico Sudoccidental, se realizó el ajuste del modelo de evaluación considerando el período de explotación y se realizó la proyección de la abundancia en el largo plazo (a 30 años: 2051) para cada escenario propuesto. A la vez, se realizó un análisis de riesgo de disminución de la biomasa reproductiva, por debajo de los Puntos Biológicos de Referencia (PBR) Límite (20% de la biomasa reproductiva virgen: $PBRL=0,20BR_v$) y Objetivo (30% de la biomasa reproductiva



virgen: $PBRO=0,30BR_v$) estimándose las Capturas Biológicamente Aceptables (CBA) correspondientes para el año 2023. Dado que, actualmente, este criterio del PBRO está en discusión a nivel mundial, considerando valores del 40% o incluso superiores, más consistentes con el Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) y adaptado a los nuevos requerimientos y estándares internacionales. Adicionalmente, se propusieron dos PBR Objetivos Alternativos: uno equivalente al 35% de la biomasa reproductiva virgen ($PBRO A1=0,35BR_v$) evaluado con un riesgo del 10% y otro del 40% de la biomasa reproductiva virgen ($PBRO A2=0,40BR_v$) evaluado con un riesgo del 50% y, lueo, se estimaron las CBA correspondientes a dichos PBR alternativos.

En todos los escenarios considerados, el modelo presentó un buen ajuste a todos los índices de abundancia relativa y un ajuste satisfactorio a los índices de composiciones por edad en las capturas. El diagnóstico realizado sobre del efectivo, resultó relativamente similar para los distintos escenarios. En todos ellos, tanto la tendencia de biomasa reproductiva como la de la biomasa total resultaron decrecientes durante los últimos cinco años, siguiendo a la tendencia de los índices de arrastre considerados. Dependiendo del escenario planteado, la biomasa virgen se estimó entre 100.440 y 104.420, toneladas, la biomasa reproductiva, en el año 2021, entre 30.858 y 31.515 toneladas, y esta última respecto de aquella en el estado virgen, en el año 2021, se ubicó entre el 30 y 31%. En todos los escenarios la biomasa reproductiva del año 2021 se ubicó por encima del PBRL. Si bien, en todos los escenarios, la biomasa reproductiva del año 2021, se estimó, en términos medios, cercana al nivel del PBRO utilizado tradicionalmente ($PBRO=0,30BR_v$), en ninguno de ellos se cumplió estrictamente con la definición de dicho punto de referencia. Por lo tanto, se podría concluir que el recurso se encontraría en una situación de plena explotación, cercana al objetivo de explotación deseable (PBRO) y con una tendencia declinante de la abundancia durante los últimos años.

Las Capturas Biológicamente Aceptables (CBA) para el año 2023, correspondientes a los cuatro escenarios, en función de los puntos de referencia tradicionales (PBRO y PBRL) y otros alternativos propuestos (PBRO A1 y PBRO A2), se muestran en el siguiente cuadro:

PBR:	PBRL (0,20BR _v)	PBRO (0,30BR _v)	PBRO A1 (0,35BR _v)	PBRO A2 (0,40BR _v)
Escenario: \ Nivel de riesgo:	0,10	0,10	0,10	0,50
1 (CPUE 4 Arr.; h=0,60):	4.415	2.958	2.399	2.894
2 (CPUE 4 Arr.; h=0,75):	5.709	3.787	3.113	3.715
3 (CPUE 5 Arr.; h=0,60):	4.279	2.867	2.337	2.815
4 (CPUE 5 Arr.; h=0,75):	5.546	3.682	3.031	3.624

Cabe recordar que las CBA_{2023} asociadas al PBRL son sólo a modo de referencia pues dicho valor de captura no debe ser recomendado ya que este indicador representa un límite de seguridad biológica que debe evitarse de ser alcanzado.

Las CBA_{2023} asociadas a los PBR planteados resultaron más bajas (más precautorias) en los escenarios que consideraron un menor valor del parámetro h , de 0,60 (escenarios 1 y 3), que asumieron menor resiliencia del recurso y, viceversa, las CBA_{2023} de los escenarios con h de 0,75 (escenarios 2 y 4) fueron más elevadas (menos precautorias), que asumieron una mayor resiliencia.

En todos los escenarios, las CBA_{2023} asociadas al PBRO A1 (35% de la BR_v con 90% de probabilidad) resultaron menores que las asociadas al PBRO (30% de la BR_v con 90% de probabilidad), y las CBA_{2023} asociadas al PBRO A2 (40% de la BR_v con 50% de probabilidad) fueron similares a las del PBRO. Por lo tanto, superar el 40% de la BR_v con una probabilidad del 50% sería, prácticamente, equivalente a superar el 30% de la BR_v con una probabilidad del 90%. La CBA_{2023} que permitiría alcanzar tanto el PBRO como el PBRO A2 se encontraría en el rango de las 2.815-2.958 t para los escenarios que asumieron un h de 0,60 (escenarios 1 y 3) y en 3.624-3.787 t para los escenarios que asumieron h de 0,75 (escenarios 2 y 4).

Prácticamente, no existieron diferencias entre los valores estimados de CBA_{2023} correspondientes a los distintos índices de arrastre (índice de CPUE 4 Arr. y CPUE 5 Arr.) para un mismo valor de h .

Dado que la cobertura de los observadores a bordo disminuyó durante los últimos años del período considerado, los índices de abundancia derivados de la CPUE de arrastre aquí utilizados, y las CBA_{2023} asociadas a los distintos PBR evaluados, en todos los escenarios, podrían contener cierta incertidumbre asociada a dichos años.

En función de los valores obtenidos de CBA_{2023} para los distintos escenarios y PBR planteados, y reconociendo aún la existencia de incertidumbre en la estimación del índice de abundancia estandarizado proveniente de la flota arrastrera y de la estimación de los reclutamientos, **se recomienda que la Captura Máxima Permisible (CMP)**



de la merluza negra en el total del Atlántico Sudoccidental, para el año 2023, se encuentre en el rango de las 2.867-2.958 toneladas si se asumiera un h de 0,60 (escenario más precautorio) o en el rango de las 3.682-3.787 toneladas si se asumiera un h de 0,75 (escenario menos precautorio), a fin de cumplir, en el largo plazo, con el PBRO del 30% de la biomasa reproductiva virgen. Cabe destacar que el diagnóstico resultó en una tendencia decreciente de la abundancia estimada durante los últimos cinco años del período 1980-2021 en todos los escenarios planteados. Es importante resaltar que lo sugerido se define en función de la consideración de un único efectivo en el Atlántico Sudoccidental (ASO) que comprende la totalidad de las capturas obtenidas de merluza negra en el área, tanto por la flota argentina como por aquella extranjera que opera ilegalmente alrededor de las Islas Malvinas. Ese es el esquema aplicado a las evaluaciones hasta tanto no se resuelva la segregación de los distintos *stocks* presentes en el ASO. Debe tenerse en cuenta que, de esta forma, las capturas totales llevadas a cabo por las distintas flotas que operan en el área, exceden la capacidad de producción anual del recurso en el ASO, resultando excesivas para que se logre mantener, con un 90% de probabilidad, la biomasa por encima del PBRO actualmente utilizado.

Resulta importante reiterar que la actual estrategia de explotación, basada, mayoritariamente, en el accionar de la flota arrastrera en un área muy pequeña respecto de la totalidad de la distribución de la especie, podría no resultar favorable en el mediano o largo plazo. Esto podría llevar a sesgar el índice de abundancia y, por ende, el tamaño poblacional, producto de la extracción pesquera en un área reducida y de la movilidad limitada de la especie (agotamiento local), como indican las experiencias de marcado y recaptura.

Respecto de la administración de la pesquería, se aconseja, por un lado, continuar con las medidas de manejo oportunamente establecidas, manteniendo el esquema que recientemente incorporó medidas tendientes a la protección de la fracción adulta de la población en el momento de la reproducción y, por otro lado, cubrir la observación de la totalidad de los viajes realizados por buques dirigidos a la especie.

Palabras Clave

Merluza negra (*Dissostichus eleginoides*), Atlántico Sudoccidental, evaluación de *stock*, Captura Biológicamente Aceptable año 2023.

Introducción

La explotación comercial de merluza negra en Argentina y en el Océano Atlántico Sudoccidental comenzó a desarrollarse desde finales de los años ochenta y comienzos de los noventa, tanto con arrastre de fondo como con palangre convencional. Luego de un periodo de crecimiento y expansión, se advirtió, a inicios de la década del 2000, una situación de sobreexplotación del recurso (Wöhler et al. 2001; Wöhler y Martínez 2002). Posteriormente, el establecimiento de una serie de medidas de ordenamiento, a partir del año 2003, derivó en una situación más favorable del efectivo. Desde el año 2004, se realiza anualmente la estimación del estado de explotación del efectivo que se distribuye en el Océano Atlántico Sudoccidental y se sugieren valores de Captura Biológicamente Aceptable (CBA) a la administración pesquera nacional. La implementación del régimen de Cuotas Individuales y Transferibles de Captura (CITC) para la especie (Resolución CFP 21/09), funcional desde el año 2010, contribuyó en el sentido de otorgarle mayor previsibilidad al manejo de la misma.

La proporción de captura entre uno y otro tipo de arte (arrastre y palangre) varió, casi cíclicamente, a lo largo de la historia de la pesquería. Durante los últimos años, se observó una disminución del número de buques palangreros, con una marcada mayoría de captura obtenida por la flota arrastrera. De este modo, en los últimos años surgió la necesidad de introducir en el modelo de evaluación un índice de abundancia relativa de la fracción de la población accesible a la flota arrastrera, además del índice derivado de la flota palangrera utilizado en evaluaciones anteriores.

En este informe, se realizó el diagnóstico del estado de explotación del efectivo de merluza negra que se encuentra en el Océano Atlántico Sudoccidental, por medio de la aplicación de un Modelo Estadístico de Captura a la Edad (MECE o SCAA, por sus siglas en inglés). Además, se realizaron proyecciones a futuro de la abundancia bajo distintas estrategias de explotación,



realizándose un análisis de riesgo estimando la probabilidad de que la biomasa de reproductores disminuya por debajo de los Puntos Biológicos de Referencia definidos como Objetivo y Límite (PBRO y PBRL, respectivamente), a fin de estimar las CBA correspondientes y recomendar una CMP para el año 2023.

Materiales y métodos

Información básica utilizada y datos de entrada al modelo

- Capturas anuales nominales de merluza negra durante el período 1980-2021 (Tabla 1), discriminadas por su origen: flotas argentina y extranjera de arrastre y palangre (SAGyP 2022, FIG 2012-2021, Gorini et al. 2021, Gorini y Lukaszewicz, 2022 en revisión);
- Capturas argentinas correspondientes al año 2022 supuestas idénticas al valor de la Captura Máxima Permisible (CMP) argentina establecida para dicho año en 3.700 toneladas, considerando la misma proporción entre capturas de arrastre y palangre, que en el año previo (2021) (SAGyP, 2022). Las capturas extranjeras estimadas para el año 2022, se consideraron también idénticas a las del año previo (2021) dado que no se dispuso de dicha información actualizada (FIG, 2012-2021);
- Parámetros de crecimiento de von Bertalanffy (1937), calculados para la merluza negra del Atlántico Sudoccidental (Cassia, 2006) y de la relación longitud-peso (Tabla 2);
- La matriz de pesos medios por edad, estimados a comienzos (1 de enero), mediados (1 de julio) y en el momento de la reproducción (1 de septiembre), de cada año (Tabla 3);
- Las proporciones de individuos maduros por grupo de edad (Tabla 3), derivadas de los valores indicados por Prenski y Almeyda (2000);
- Una estimación de la tasa instantánea de mortalidad natural ($M=0,17$) para toda edad y año, similar a la utilizada en evaluaciones previas;
- Parámetro de “escarpamiento” h (*steepness*, en inglés) fijo en dos valores distintos, de 0,60 y 0,75 (Brandão y Butterworth 2009, Skeljo 2022);
- Desvío estándar del error de la serie de reclutamientos anuales (σ_{ER}), fijo en un valor de 0,6 (Brandão y Butterworth 2005; Beddington y Cooke 1983);
- Composiciones por edad obtenida a partir de las longitudes convertidas a edades mediante el método que utiliza la curva de von Bertalanffy (en proporción del número de individuos) observadas en las capturas de merluza negra por parte de la flota argentina arrastrera de los años 2000, 2003-2010, 2012-2021 y palangrera de los años 2000, 2003-2021 (Figura 1);
- Series de índices de abundancia relativa, representados por las medias anuales estandarizadas de CPUE de merluza negra provenientes de las flotas arrastrera y palangrera en distintos períodos (Di Marco et al. 2017a, 2017b, 2018a, 2019a, 2019b, 2020a, 2021a, 2022a en revisión) (Tabla 4).



Tabla 1. Capturas nominales (en toneladas) de merluza negra, discriminadas por flota, en el Océano Atlántico Sudoccidental durante el período 1980-2021 y captura supuesta para el año 2022. La suma de capturas argentinas por tipo de flota que corresponderían al año 2022 se consideró idéntica a la CMP establecida para dicho año suponiendo las mismas proporciones por tipo de flota ocurridas durante el año previo (2021) (*). Las capturas extranjeras del año 2022 se supusieron idénticas a las del año previo (2021) (**).

Año	Flota argentina		Flota extranjera		Total
	Arrastre	Palangre	Arrastre	Palangre	
1980	388	0	0	0	388
1981	409	0	0	0	409
1982	54	0	0	0	54
1983	152	0	0	0	152
1984	70	0	0	0	70
1985	195	0	0	0	195
1986	223	0	0	0	223
1987	981	0	31	0	1.012
1988	1.587	0	180	0	1.767
1989	1.200	0	334	0	1.534
1990	1.900	0	361	0	2.261
1991	1.220	18	1.108	105	2.451
1992	499	133	791	120	1.543
1993	3.805	547	395	8	4.755
1994	7.049	6.969	230	2.733	16.981
1995	3.760	14.465	323	1.746	20.294
1996	3.033	11.878	173	513	15.597
1997	2.150	6.655	208	1.000	10.013
1998	3.155	7.730	629	1.313	12.827
1999	4.456	5.181	1.184	1.771	12.592
2000	5.697	3.737	763	1.554	11.751
2001	3.704	2.625	443	1.310	8.082
2002	6.051	2.046	351	1.439	9.887
2003	4.180	1.514	253	1.455	7.402
2004	1.334	765	276	1.725	4.100
2005	373	883	123	1.554	2.933
2006	474	612	65	1.244	2.395
2007	484	947	53	1.407	2.891
2008	768	1.120	61	1.368	3.317
2009	648	1.760	285	1.134	3.827
2010	916	2.109	460	943	4.428
2011	1.011	1.724	339	1.221	4.295
2012	1.687	1.588	226	1.085	4.586
2013	1.770	1.730	120	1.303	4.923
2014	3.340	556	45	1.252	5.193
2015	2.759	960	103	1.123	4.945
2016	3.261	395	476	1.023	5.155
2017	3.593	76	489	1.030	5.188
2018	3.584	121	277	982	4.964
2019	3.845	74	268	1.049	5.236
2020	3.771	14	202	1.044	5.031
2021	3.693	8	85	1.010	4.796
2022	*3.692	*8	**85	**1.010	4.795

**Tabla 2.** Valores de los parámetros de crecimiento de von Bertalanffy y de la relación largo-peso de merluza negra utilizados.

Crecimiento		Relación largo-peso	
$L_{\infty} =$	184,67	$a =$	0,02
$K =$	0,065	$b =$	2,73
$t_0 =$	- 0,386		

Tabla 3. Pesos medios (kg) por edad estimados a comienzos (1 de enero, PmEne), mediados (1 de julio, PmJul) y al momento de la reproducción (1 de setiembre, PmSep) de cada año. Se indican también las proporciones de individuos maduros por edad (PropMad).

Edad	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
PmEne	0,027	0,144	0,408	0,858	1,515	2,391	3,483	4,782	6,274	7,939
	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
	9,756	11,704	13,759	15,900	18,107	20,359	22,640	24,933	27,222	29,496
	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30+
	31,744	33,955	36,122	38,238	40,298	42,296	44,230	46,098	47,896	52044

Edad	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
PmJul	0,070	0,255	0,608	1,159	1,925	2,910	4,107	5,505	7,086	8,830
	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
	10,715	12,719	14,820	16,997	19,229	21,497	23,786	26,078	28,362	30,624
	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30+
	32,855	35,045	37,187	39,275	41,305	43,272	45,173	47,006	48,770	52,831

Edad	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
PmSep	0,103	0,326	0,726	1,331	2,152	3,190	4,439	5,884	7,508	9,289
	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
	11,206	13,236	15,358	17,551	19,793	22,069	24,359	26,65	28,930	31,186
	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30+
	33,407	35,586	37,715	39,789	41,803	43,754	45,638	47,454	49,200	53,218

Edad	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
PropMad	0,000	0,000	0,000	0,000	0,010	0,050	0,140	0,330	0,580	0,780
	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
	0,900	0,960	0,980	0,990	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30+
	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

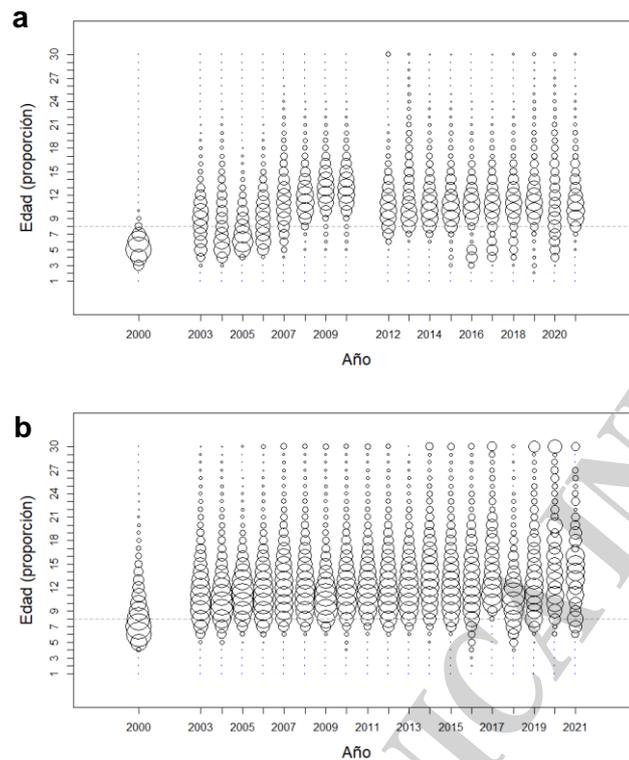


Figura 1. Composiciones por edad (longitudes convertidas a edades mediante la ecuación de von Bertalanffy, en proporción del número de individuos) de merluza negra observadas en las capturas de la flota argentina con arrastre (a) y palangre (b). La línea punteada horizontal señala la edad de primera madurez de la merluza negra del Atlántico Sudoccidental, estimada en, aproximadamente, ocho (8) años (Prensky y Almeida 2000).

Capturas por unidad de esfuerzo (CPUE)

A fin de calibrar el modelo se utilizaron en total cuatro series de CPUE (Captura por Unidad de Esfuerzo) estandarizada, definidas por tipo de flota y período (palangreros convencionales: 1994-2000 y 2001-2006, palangreros con cachalotera: 2009-2016 y arrastreros: 2010-2021 (Tabla 4).

La información procedente de la flota palangrera (CPUE) utilizada para estimar índices de abundancia relativa de la merluza negra del Atlántico Sudoccidental ha demostrado ser apropiada para tal fin (Wöhler et al. 2004a, 2004b; Wöhler y Martínez 2005; Martínez y Wöhler 2006, 2007, 2008, 2014, Martínez et al. 2015; Di Marco et al. 2017a, 2018a). Su utilización se fundamentó en que la pesca con ese tipo de arte puede ser considerada como dirigida efectivamente hacia la especie y en que su área de operaciones involucra gran parte del área de distribución geográfica de la especie. Sin embargo, la disminución en la cantidad de información biológico-pesquera, como consecuencia directa del retiro de la pesquería en forma progresiva de buques palangreros, dificultó cada vez más la estimación del índice. Durante los años 2003 al 2013, las capturas obtenidas mediante el palangre representaban, en promedio, el 56% del total capturado por la flota argentina mientras que, durante los años 2014 a 2016, dicho porcentaje se redujo a un 17% y, en los años 2017 a 2021, de un 8 a un 0,5%, respectivamente. Esta situación impactó directamente en la estimación del CPUE debido, en principio, a la disminución de la cantidad de operaciones de pesca posibles a ser incorporadas en los estudios y, además, a las diferentes áreas de pesca habituales de cada flota. Debido a ello, se continuó, tal como en la evaluación previa (Di Marco et al. 2021), con la necesidad de



analizar y actualizar la información proveniente de la flota arrastrera, la que se ha concentrado en una zona pequeña próxima al área de veda de juveniles de la especie, con muy altos rendimientos (Troccoli y Martínez 2018, 2019, Martínez y Troccoli 2020, Troccoli et al. 2021, 2022).

La consideración de las CPUE derivadas de la flota palangrera convencional en dos series diferentes definidas por los períodos 1994-2000 y 2001-2006, se fundamentó en los cambios de operatoria de la pesquería de merluza negra en respuesta a medidas de manejo establecidas por la autoridad de aplicación y a decisiones empresariales. El primer período (1994-2000) se definió sobre la base de la mayor predominancia de captura de la especie por parte de los buques palangreros convencionales respecto de los arrastreros, en las aguas australes, particularmente, en las cuadrículas 5461, 5462 y 5463, las cuales fueron incluidas, dos años después, dentro del Área de Protección de Juveniles de Merluza Negra (APJMN, Resolución SAGyP N°19/2002). El segundo período (2001-2006) se definió teniendo en cuenta la presencia de gran cantidad de buques arrastreros en la zona austral a raíz de su desplazamiento al sur de los 48°S obligado por la Resolución SAGyP N°24/1999, lo cual provocó que los palangreros convencionales trasladaran su flota hacia otras áreas de pesca con menores rendimientos, a fin de evitar la interacción entre los dos tipos de artes. Dichas series de CPUE se estimaron a partir de la estadística oficial derivada de la flota palangrera convencional, expresadas en kilogramos de merluza negra por operación de pesca (Wöhler et al. 2002, 2004; Wöhler y Martínez 2005; Martínez y Wöhler 2006, 2007, 2008, 2010; Martínez et al. 2012). Ambas series se estimaron a partir del siguiente Modelo Lineal Generalizado (MLG):

$$\ln(\text{CPUE}) = \mu + \text{Año} + \text{Semestre} + \text{Área} + \text{Barco} + \text{Año} \times \text{Semestre} + \text{Año} \times \text{Área} + \text{Área} \times \text{Barco} + \varepsilon$$

La tercera serie de CPUE, correspondiente a la flota palangrera con cachalotera que operó durante el período 2009-2016, se definió sobre la base de la reducción del número de barcos palangreros convencionales a dos en el año 2007 y uno en el año 2008. A partir del 2009, todos los buques palangreros presentes en la pesquería poseían cachaloterías (dispositivo que aumenta la eficiencia del arte por estar conformado por un manojo de anzuelos y además minimiza la interacción con los mamíferos). Dicha serie se estimó a partir de los datos colectados por observadores a bordo de la flota palangrera con cachalotera que operó durante el período 2009-2016, expresada en toneladas de merluza negra por hora-anzuelo (Di Marco et al. 2017a, 2018a). Dicha serie se estimó a partir del siguiente Modelo Lineal Generalizado (MLG):

$$\ln(\text{CPUE}) = \mu + \text{Año} + \text{Rectángulo} + \text{Profundidad} + \varepsilon$$

El retiro progresivo de la pesquería de los buques palangreros, tanto convencionales como con cachalotera, sumado a la baja proporción de captura de los mismos respecto de los arrastreros desde 2013, condicionó a la serie de CPUE estandarizada procedente de la flota palangrera, como representativa de la abundancia actual del recurso. Debido a ello, surgió la necesidad de utilizar la información pesquera (CPUE) proveniente de la flota de arrastre, la cual opera sobre merluza negra concentrada en una zona pequeña, dentro del área de protección de juveniles de la especie, con muy altos rendimientos. Dicha serie se estimó, por medio de un Modelo Lineal Mixto (MLM), a partir de los datos colectados por observadores a bordo de la flota arrastrera, tanto aquella que la captura en forma dirigida como la que lo hace en forma incidental, que operó durante el período 2010-2021, expresada en kilogramos de merluza negra por hora de arrastre (Di Marco et al. 2022a en revisión). Se tuvieron en cuenta dos series distintas para este índice de arrastre, dependiendo del escenario planteado. Una de las series consideró el MLM tradicional aplicado, pero excluyendo los meses de veda reproductiva (julio, agosto y septiembre), vigente desde el año 2019 y efectivizada desde el año 2020. La otra serie consideró un MLM con todos los meses incluidos, pero con un factor fijo “Veda” adicional en el modelo.



El MLM que excluyó los meses de veda fue el siguiente:

$$\ln(\text{CPUE}) = \mu + \text{Año} + \text{Mes} + \text{Rectángulo} + \text{Profundidad} + \text{Buque} + \text{Año} \times \text{Rectángulo} + \varepsilon$$

donde el factor Buque y la interacción AñoRectángulo son factores aleatorios.

El MLM que incluyó todos los meses y un factor fijo adicional “Veda” fue el siguiente:

$$\ln(\text{CPUE}) = \mu + \text{Año} + \text{Mes} + \text{Rectángulo} + \text{Profundidad} + \text{Veda} + \text{Buque} + \text{Año} \times \text{Rectángulo} + \varepsilon$$

donde el factor Buque y la interacción AñoRectángulo son factores aleatorios.

Las series de CPUE estandarizada estuvieron representadas por el valor medio estandarizado del efecto “Año” extraído de los modelos lineales.

Tabla 4. Series de índices de abundancia relativa de merluza negra, representados por las medias anuales estandarizadas de CPUE de la especie provenientes de la estadística de desembarques de los buques palangreros convencionales durante los períodos 1994-2000 y 2001-2006 (CPUE 1 y 2 *Pal.conv.*, en kilogramos por operación de pesca), de los observadores a bordo de los buques palangreros con cachaloteras durante el período 2009-2016 (CPUE 3 *Pal.cach.*, en kilogramos por hora-miles de anzuelos) y de los observadores a bordo de los buques arrastreros durante el período 2010-2021 (CPUE 4 Arr. y CPUE 5 Arr., en kilogramos por hora de arrastre).

Año	CPUE 1 Pal.conv. (kg/op)	CPUE 2 Pal.conv. (kg/op)	CPUE 3 Pal.cach. (kg/h-ma)	CPUE 4 Arr. (kg/h)	CPUE 5 Arr. (kg/h)
1994	831,08	-	-	-	-
1995	886,15	-	-	-	-
1996	815,10	-	-	-	-
1997	753,30	-	-	-	-
1998	696,29	-	-	-	-
1999	566,17	-	-	-	-
2000	408,73	-	-	-	-
2001	-	267,20	-	-	-
2002	-	202,53	-	-	-
2003	-	201,09	-	-	-
2004	-	193,95	-	-	-
2005	-	190,59	-	-	-
2006	-	227,86	-	-	-
2007	-	-	-	-	-
2008	-	-	-	-	-
2009	-	-	30,97	-	-
2010	-	-	31,77	115,69	94,02
2011	-	-	24,99	174,38	148,30
2012	-	-	21,86	137,27	86,68
2013	-	-	21,87	149,03	74,59
2014	-	-	21,54	132,28	78,13
2015	-	-	21,19	143,90	97,58
2016	-	-	20,24	160,46	107,10
2017	-	-	-	155,56	110,86
2018	-	-	-	125,50	94,38
2019	-	-	-	164,80	103,32
2020	-	-	-	154,62	95,59
2021	-	-	-	100,36	72,22

Modelo de producción de biomasa estructurado por edades

A fin de diagnosticar la abundancia poblacional de la merluza negra del Océano Atlántico Sudoccidental, se aplicó un modelo de evaluación similar a los empleados, anualmente, desde el año 2004. Dicho modelo es un Modelo Estadístico de Captura a la Edad (MECE o SCAA por sus siglas en inglés) dado que el mismo considera incertidumbre en las proporciones por edad de la captura (Deriso et al. 1985, Hilborn 1990, Butterworth y Punt 1992, Francis 1992, Punt 1994, Punt y Japp 1994, Punt et al. 1995, Wöhler et al. 2004a, 2004b, Wöhler y Martínez 2005, Martínez y Wöhler 2006, 2014, Martínez et al. 2015, 2016, Di Marco et al. 2017c, 2018b, 2019c, 2020b, 2021b). El modelo aplicado, también, consideró incertidumbre asociada al vector de los reclutamientos tal como en la evaluación previa (Di Marco et al. 2021b).

Al igual que en el resto de las evaluaciones anteriores (Martínez et al. 2016, Di Marco et al. 2017c, 2018b, 2019c, 2020b, 2021b), el modelo se aplicó mediante un lenguaje de programación en plataforma AD Model Builder (<http://www.admb-project.org/>). Dicha plataforma, representa una potente herramienta, ampliamente utilizada en las evaluaciones de efectivos de diferentes especies explotadas, ya que cuenta con la ventaja de poder definir funciones complejas a ser minimizadas, con la potencialidad de poder estimar una gran cantidad de parámetros y la incertidumbre asociada a los mismos, a partir del empleo de algoritmos de diferenciación automática (AD) por medio de la librería AUTODIF, que es una extensión del lenguaje C++.

Los reclutamientos se estimaron por medio de una relación *stock*-recluta de Beverton & Holt (1957), a la cual se adicionó un término de error anual estimado como parámetro del modelo. La dinámica poblacional básica quedó definida en las siguientes ecuaciones:

$$N_{y,a} = \begin{cases} \frac{BR_{y-1}}{\alpha + \beta BR_{y-1}} \epsilon_y & a = 1 \\ N_{y-1,a-1} e^{-(M + f_{y-1}^A S_{y-1,a-1}^A + f_{y-1}^P S_{y-1,a-1}^P)} & 2 \leq a < A \\ N_{y-1,a-1} e^{-(M + f_{y-1}^A S_{y-1,a-1}^A + f_{y-1}^P S_{y-1,a-1}^P)} + N_{y-1,a} e^{-(M + f_{y-1}^A S_{y-1,a}^A + f_{y-1}^P S_{y-1,a}^P)} & a = A \end{cases}$$

para los años $y=1981, \dots, 2021$

bajo la condición: $\sum_{y=1981}^{2021} \epsilon_y = 0$

donde $N_{y,a}$ es el número de peces por cada edad “a” al comienzo del año “y”; BR_{y-1} es la biomasa reproductiva del año anterior; ϵ_y es el término de error anual que acompaña a la función de reclutamiento para cada año y; M es la tasa de mortalidad natural, constante para todo tiempo y edad; $S_{y,a}^A$ y $S_{y,a}^P$ son los factores de selección de la edad a en el año y, correspondientes a las flotas arrastrera A y palangrera P, respectivamente; f_y^A y f_y^P son los factores de mortalidad por pesca del año y, correspondientes a las flotas arrastrera A y palangrera P, respectivamente; A es la edad máxima considerada como grupo plus, igual a 30+; α y β son los parámetros de la función *stock*-recluta de Beverton y Holt (1957).

Los números de individuos por edad, las biomazas total y reproductiva, los errores del reclutamiento y las componentes anuales de las mortalidades por pesca fueron estimados para todos los años del período de diagnóstico considerado (1980-2021).

Se supuso a la población en equilibrio virgen (sin pesca) en un estado previo al inicio del período de explotación considerado. El número de individuos por edad en el estado de



equilibrio virgen (sin pesca) ($N_{v,a}$) se calculó a partir del reclutamiento virginal ($N_{v,1}$) estimado como parámetro del modelo, y de la tasa de mortalidad natural, de la siguiente forma:

$$N_{v,a} = \begin{cases} N_{v,1} & a = 1 \\ N_{v,1} e^{-\sum_{a=1}^{a-1} M} & 2 \leq a < A \\ N_{v,1} e^{-\sum_{a=1}^{a-1} M} / (1 - e^{-\sum_{a=1}^A M}) & a = A \end{cases}$$

A partir de dichos valores, conjuntamente con los pesos medios por edad ($W_{v,a}$) y la proporción de individuos maduros por edad (m_a), se calculó la biomasa reproductiva virginal (BR_v) de la siguiente forma:

$$BR_v = \sum_{a=1}^A N_{v,a} W_{v,a} m_a$$

Los coeficientes α y β de la relación *stock-recluta* se calcularon en función del parámetro de “escarpamiento” h (*steepness*, en inglés) (Francis 1992; Punt y Japp 1994) de la siguiente manera:

$$\alpha = BR_v(1 - h) / (4 h N_{v,1})$$

$$\beta = (5 h - 1) / (4 h N_{v,1})$$

donde BR_v y $N_{v,1}$ son la biomasa reproductiva y el reclutamiento en el estado de equilibrio virgen, en la fase previa a la explotación, h es el parámetro que representa la inclinación de la curva *stock-recluta*, definido como la fracción del reclutamiento ($N_{v,1}$) esperada en el equilibrio (en ausencia de explotación) cuando la biomasa reproductiva se reduce a un 20% (Francis 1992). El parámetro h se fijó en valores de 0,60 y 0,75 (Brandão y Butterworth 2009), dependiendo del escenario planteado.

El inicio del período de explotación (o fase del diagnóstico) se definió a comienzos (1 de enero) del año 1980 y, en dicho año, se supuso al vector estado (vector estado inicial, $N_{ini,a}$) en equilibrio virgen con pesca incipiente al igual que en la evaluación previa (Di Marco et al. 2021b). El número de individuos de la edad 1 (reclutamiento inicial) se consideró idéntico al reclutamiento virginal (estimado por el modelo) y el número de individuos del resto de las edades ($a=2, \dots, 30+$) se estimó considerando la mortalidad por pesca (con supuesto de separabilidad), además de la mortalidad natural, de la siguiente manera:

$$N_{ini,a} = \begin{cases} N_{v,1} & a = 1 \\ N_{v,a-1} e^{-(M + f_{1980}^A S_{1980,a-1}^A + f_{1980}^P S_{1980,a-1}^P)} & 2 \leq a < A \\ N_{v,a-1} e^{-(M + f_{1980}^A S_{1980,a-1}^A + f_{1980}^P S_{1980,a-1}^P)} + N_{v,a} e^{-(M + f_{1980}^A S_{1980,a}^A + f_{1980}^P S_{1980,a}^P)} & a = A \end{cases}$$

Las biomazas total (B_y) y reproductiva (BR_y), al comienzo de cada año, y las biomazas explotables correspondientes a la flota arrastrera (BE_y^A) y palangrera (BE_y^P), tomadas a mediados de año ($y+0,5$), se estimaron de la siguiente forma:

$$B_y = \sum_{a=1}^A N_{y,a} W_{y,a}$$

$$BR_y = \sum_{a=1}^A N_{y,a} W_{y,a} m_a$$

$$BE_y^A = \sum_{a=1}^A N_{y,a} W_{y+0,5,a} S_{y,a}^A e^{-0,5(M + f_y^A S_{y,a}^A + f_y^P S_{y,a}^P)}$$

$$BE_y^P = \sum_{a=R}^A N_{y,a} W_{y+0,5,a} S_{y,a}^P e^{-0,5(M + f_y^A S_{y,a}^A + f_y^P S_{y,a}^P)}$$

donde $W_{y,a}$ y $W_{y+0,5,a}$ expresan los pesos medios de la edad (a) al comienzo y mediados del año, respectivamente, siendo m_a la proporción de ejemplares adultos por edad.

Las capturas nominales anuales (en peso), provenientes de la información de los desembarques de cada flota (arrastre y palangre), se asumieron como exactas. La forma de representar ello en el modelo de evaluación, fue que las capturas anuales estimadas por el modelo (\hat{C}_y^A y \hat{C}_y^P) se ajustaron a las nominales observadas mediante el empleo de una función de verosimilitud correspondiente a una distribución log-normal, asignándole un coeficiente de variación lo suficientemente pequeño ($cv=0,01$), de forma que dicho ajuste se realizara con un error mínimo. En cada año, se resolvió la ecuación de Baranov (1918) definida como:

$$\hat{C}_y^A = \sum_{a=1}^A N_{y,a} W_{y+0,5,a} S_{y,a}^A f_y^A \frac{1 - e^{-(M + S_{y,a}^A f_y^A + S_{y,a}^P f_y^P)}}{M + S_{y,a}^A f_y^A + S_{y,a}^P f_y^P}$$

$$\hat{C}_y^P = \sum_{a=1}^A N_{y,a} W_{y+0,5,a} S_{y,a}^P f_y^P \frac{1 - e^{-(M + S_{y,a}^A f_y^A + S_{y,a}^P f_y^P)}}{M + S_{y,a}^A f_y^A + S_{y,a}^P f_y^P}$$

Los patrones de selección, tanto para la flota arrastrera como palangrera, fueron modelados de acuerdo a una función dependiente de la edad. Los mismos se estimaron mediante la aplicación de una curva de tipo doble-normal de la siguiente forma:

$$S_a^A = e^{P_3^A P_1^A (P_2^A - a)} / [1 - P_3^A (1 - e^{P_1^A (P_2^A - a)})]$$

$$S_a^P = e^{P_3^P P_1^P (P_2^P - a)} / [1 - P_3^P (1 - e^{P_1^P (P_2^P - a)})]$$

donde S_a^A y S_a^P representan los patrones de selección, por grupo de edad "a", correspondientes a las flotas arrastrera y palangrera, respectivamente; P_1^A , P_2^A , P_3^A y P_1^P , P_2^P , P_3^P son los parámetros de dichas curvas doble-normales, estimados en el modelo. Sobre la base de las proporciones por edad observadas en cada flota y el análisis del ajuste del modelo a las mismas (Figuras 1 y 4), se consideraron cuatro períodos de selección para la flota de arrastre (1980-2007, 2008-2011, 2012-2014 y 2015-2021, Figuras 1a y 4a), y tres períodos de selección para la flota de palangre (1980-2000, 2001-2015 y 2016-2021, Figuras 1b y 4b).

Ajuste del modelo a los índices de abundancia y composiciones por edad en la captura

Índices de abundancia relativa derivados de la CPUE

A fin de calibrar el modelo de evaluación, tal como se mencionó anteriormente, se utilizaron dos series anuales de CPUE estandarizada derivada de la flota palangrera convencional (series $i=1$ y 2), una serie derivada de la flota palangrera con cachalotera (serie $i=3$), y una serie derivada de la flota arrastrera (serie $i=4$), pero con dos alternativas de modelos diferentes dependiendo del escenario planteado. Dichas series se consideraron como índices de abundancia relativa del efectivo de merluza negra del Océano Atlántico Sudoccidental. La cuarta serie se introdujo en dos versiones diferentes del índice de arrastre dado que provinieron

de dos modelos y registros diferentes tal como se mencionó anteriormente. En los casos que correspondieron, las series fueron incorporadas al modelo como índices de abundancia en forma independiente, es decir, con un coeficiente de capturabilidad (q^i) propio a ser estimado para cada índice. Se asumió una relación lineal entre el valor del índice observado (I_y^i) y la biomasa explotable por las flotas palangrera y arrastrera a mediados de año y (BE_y^{iP} y BE_y^{iA}), considerando al factor de proporcionalidad como el coeficiente de capturabilidad q^i , según:

$$\hat{I}_y^i = q^i BE_y^{iP} \quad y \quad \hat{I}_y^i = q^i BE_y^{iA}$$

$$I_y^i = q^i BE_y^{iP} e^{\epsilon_y^i} \quad y \quad I_y^i = q^i BE_y^{iA} e^{\epsilon_y^i} \quad \text{con} \quad \epsilon_y^i \sim N(0, \sigma^2)$$

para las series de palangre:

$i = 1$ ($y = 1994, \dots, 2000$), $i = 2$ ($y = 2001, \dots, 2006$), $i = 3$ ($y = 2009, \dots, 2016$)

para las series de arrastre:

$i = 4$ ($y = 2010, \dots, 2021$)

Los coeficientes de capturabilidad (q_y^i) se calcularon a partir de la expresión analítica de su estimador de máxima verosimilitud (EMV), de la siguiente forma:

$$q_y^i = e^{\frac{1}{n^i} \sum_{y=1}^{n^i} (\ln \hat{I}_y^i - \ln I_y^i)}$$

donde \hat{I}_y^i y I_y^i son los índices estimados (por el modelo de evaluación) y observado (derivado del modelo estadístico ML o MLM), n^i es el número de años con valores disponibles de la serie i del índice observado.

Distribuciones de longitudes y proporciones por edad en la captura

Las distribuciones de longitudes observadas en las capturas, derivadas de los muestreos a bordo de la flota arrastrera durante los años 2000, 2003-2010, 2012-2021, y de la flota palangrera durante los años 2000, 2003-2021, se ponderaron a la captura anual de cada año y flota respectiva. Luego, se convirtieron a edades mediante método indirecto, utilizando los parámetros de crecimiento de la ecuación de von Bertalanffy.

Una vez transformadas las longitudes a edades, se calcularon las proporciones observadas ($pCn_{y,a}^A$ y $pCn_{y,a}^P$) del número de individuos capturados ($Cn_{y,a}^A$ y $Cn_{y,a}^P$) por grupo de edad, año, y flota, a partir de los datos observados a bordo:

$$pCn_{y,a}^A = \frac{Cn_{y,a}^A}{\sum_{a=1}^l Cn_{y,a}^A} \quad ; \quad pCn_{y,a}^P = \frac{Cn_{y,a}^P}{\sum_{a=1}^l Cn_{y,a}^P}$$

Las proporciones estimadas por el modelo ($\widehat{pCn}_{y,a}^A$ y $\widehat{pCn}_{y,a}^P$) del número de individuos capturados ($\widehat{Cn}_{y,a}^A$ y $\widehat{Cn}_{y,a}^P$) por grupo de edad, año y flota, se calcularon en forma similar que las observadas:

$$\widehat{pCn}_{y,a}^A = \frac{\widehat{Cn}_{y,a}^A}{\sum_{a=1}^l \widehat{Cn}_{y,a}^A} \quad ; \quad \widehat{pCn}_{y,a}^P = \frac{\widehat{Cn}_{y,a}^P}{\sum_{a=1}^l \widehat{Cn}_{y,a}^P}$$

El número de individuos capturados ($\widehat{Cn}_{y,a}^A$ y $\widehat{Cn}_{y,a}^P$) se calculó mediante la ecuación de captura de Baranov (1918):



$$\widehat{Cn}_{y,a}^A = \sum_{a=1}^1 N_{y,a} S_{y,a}^A f_y^A \frac{1 - e^{-(M + S_{y,a}^A f_y^A + S_{y,a}^P f_y^P)}}{M + S_{y,a}^A f_y^A + S_{y,a}^P f_y^P};$$

$$\widehat{Cn}_{y,a}^P = \sum_{a=1}^1 N_{y,a} S_{y,a}^P f_y^P \frac{1 - e^{-(M + S_{y,a}^A f_y^A + S_{y,a}^P f_y^P)}}{M + S_{y,a}^A f_y^A + S_{y,a}^P f_y^P}$$

Las proporciones anuales observadas (Figura 1) se utilizaron como índices de la estructura de edades de la captura, ajustándose las proporciones estimadas por el modelo a las observadas (Figura 4). Cabe aclarar que, para el año en curso (2022) no se contó con información estructurada por edad correspondiente y, tal como se dijo previamente, se supuso una captura anual argentina idéntica a la CMP establecida para ese año manteniendo las mismas proporciones por tipo de flota del año anterior (2021).

Funciones de verosimilitud

Los parámetros del modelo fueron estimados utilizando un procedimiento de “Estimación de Máxima Verosimilitud Penalizada” (PMLE, por sus siglas en inglés), mediante la minimización de la función objetivo en distintas fases (Henríquez et al. 2016). La función objetivo estuvo representada por la log-verosimilitud negativa total ($-\ln L$), la cual se calculó como la suma de las componentes parciales ($-\ln L^j$) correspondientes a las capturas, las CPUE, las composiciones por edad en la captura y los desvíos de reclutamiento, en el caso de los índices de abundancia relativa $i=1, 2, 3$ (palangre) y 4 (arrastre), penalizadas por un factor λ_i :

$$-\ln L = - \sum_{j=1}^k \ln L^j = -\ln L^{CA} - \ln L^{CP} - \ln L^{ER} - \lambda_1 \ln L^1 - \lambda_2 \ln L^2 - \lambda_3 \ln L^3 - \lambda_4 \ln L^4$$

$$-\ln L^{DMA} - \ln L^{DMP}$$

donde $-\ln L$ es la log-verosimilitud negativa total, $-\ln L^j$ es cada una de las componentes de log-verosimilitudes negativas j ; k es el total de componentes; $-\ln L^{CA}$ y $-\ln L^{CP}$ son las componentes correspondientes a las capturas de arrastre y palangre, respectivamente; $-\ln L^{ER}$ es la componente correspondiente a los errores del reclutamiento; λ_i es el factor de ponderación que acompaña a la componente correspondiente a cada índice de abundancia relativa i ; $-\ln L^{DMA}$ y $-\ln L^{DMP}$ son las componentes correspondientes a las composiciones (proporciones) por edad en la captura de arrastre y palangre, respectivamente.

Los valores de las penalizaciones (lambdas) fueron elegidos en función del ajuste de los índices correspondientes: $\lambda_1=300$, $\lambda_2=1500$, $\lambda_3=1500$ (palangre) y $\lambda_4=75$ (arrastre).

Capturas totales anuales

En la función a minimizar, se incorporó el ajuste de las capturas anuales estimadas respecto de aquellas observadas, para cada flota, de forma de que las estimadas sean prácticamente iguales a las observadas, considerándolas como exactas, de acuerdo a:

$$-\ln L^{CA} = \frac{1}{2\sigma_A^2} \sum_{y=1}^{n_A} (\ln \widehat{C}_y^A - \ln C_y^A)^2 \quad \text{para } y = 1980, \dots, 2021$$

$$-\ln L^{CP} = \frac{1}{2\sigma_P^2} \sum_{y=1}^{n_P} (\ln \widehat{C}_y^P - \ln C_y^P)^2 \quad \text{para } y = 1980, \dots, 2021$$



donde \hat{C}_y^A , C_y^A y \hat{C}_y^P , C_y^P representan la captura estimada y observada de las flotas arrastrera y palangrera, respectivamente; n_A y n_P representan la cantidad de años de captura; σ_A y σ_P representan los desvíos estándares, ambos fijos en valores de 0,01.

Errores del reclutamiento

Se ponderó cada valor de los errores del reclutamiento anual (1981-2021) relacionando su peso con la inversa del cuadrado del desvío estándar de dichos errores, de la siguiente manera:

$$-\ln L^{\epsilon_R} = \frac{1}{2\sigma_{\epsilon_R}^2} \sum_{y=1}^{n_{\epsilon_R}} (\epsilon_y)^2 \quad \text{para los años } y = 1981, \dots, 2021$$

donde ϵ_R representa los errores (o desvíos) de los reclutamientos (estimados como parámetros del modelo) correspondientes a edades a y años y ; n_{ϵ_R} es la cantidad de edades y años en que se estima dicho error; σ_{ϵ_R} representa el desvío estándar de los errores del reclutamiento, fijos en un valor de 0,60 y 0,75 dependiendo del escenario planteado (Brandão y Butterworth 2005; Beddington y Cooke 1983).

Índices de abundancia (series $i=1, 2, 3$ y 4 de CPUE)

La calibración del modelo a los índices de abundancia relativa se llevó a cabo ajustando los valores de índices estimados por el modelo (\hat{I}_y) a los observados (I_y), ponderando la diferencia de cuadrados entre dichos valores por la inversa del cuadrado del desvío estándar correspondiente a cada índice (σ_i), para los cuatro índices de abundancia relativa (series de CPUE) considerados, de la siguiente manera:

$$\begin{aligned} -\ln L_1^I &= \frac{1}{2\sigma_1^2} \sum_{y=1}^{n_1} (\ln \hat{I}_y - \ln I_y)^2 && \text{para } y = 1994, \dots, 2000 \text{ (palangre convencional)} \\ -\ln L_2^I &= \frac{1}{2\sigma_2^2} \sum_{y=1}^{n_2} (\ln \hat{I}_y - \ln I_y)^2 && \text{para } y = 2001, \dots, 2006 \text{ (palangre convencional)} \\ -\ln L_3^I &= \frac{1}{2\sigma_3^2} \sum_{y=1}^{n_3} (\ln \hat{I}_y - \ln I_y)^2 && \text{para } y = 2009, \dots, 2016 \text{ (palangre cachalotera)} \\ -\ln L_4^I &= \frac{1}{2\sigma_4^2} \sum_{y=1}^{n_4} (\ln \hat{I}_y - \ln I_y)^2 && \text{para } y = 2010, \dots, 2021 \text{ (arrastre)} \end{aligned}$$

Las desviaciones estándares correspondientes a cada índice serie ($\sigma_1, \sigma_2, \sigma_3$ y σ_4) se fijaron en valores de 0,3.

Índices de composición por edad en la captura

A fin de ajustar las composiciones por edad en la captura, estimadas por el modelo, para cada tipo de flota (arrastrera y palangrera), a las observadas a bordo, se utilizó y minimizó la función de verosimilitud Dirichlet-Multinomial, recientemente introducida en el programa de evaluación de *stock* integrado *Stock Synthesis* (Francis 2016, Thorson et al. 2017). Dicha función corresponde a una distribución de probabilidad compuesta por la función Dirichlet (con un parámetro de dispersión estimado por el modelo) y la función Multinomial. La función Dirichlet-Multinomial tiene la ventaja de ser autoponderada, sin necesidad de realizar una reponderación iterativa, lo que simplifica enormemente el proceso de evaluación y asegura que la incertidumbre asociada con la ponderación de las composiciones por edad esté incluida en cualquier medida de incertidumbre de la evaluación de *stock* (errores estándares e intervalos de

confianza). También, tiene la ventaja de permitir proporciones con valor cero (0). Sin embargo, dicha función posee ciertas debilidades, ya que no logra reproducir elevadas correlaciones entre las edades, tiende a sobreponderar los datos composicionales y considera el mismo grado de sobredispersión para todas las edades cuando en realidad es dependiente de cada una de ellas.

$$\begin{aligned}
 -\ln L^{\text{DM A}} &= \sum_{y=1}^n \left[\Gamma(b^A) - \Gamma(n_A + b^A) + \sum_{a=1}^l \Gamma(n_A * pCn^A_{y,a} + b^A * \widehat{pCn^A}_{y,a}) \right. \\
 &\quad \left. - \sum_{a=1}^l \Gamma(b^A * \widehat{pCn^A}_{y,a}) \right] \\
 -\ln L^{\text{DM P}} &= \sum_{y=1}^n \left[\Gamma(b^P) - \Gamma(n_P + b^P) + \sum_{a=1}^l \Gamma(n_P * pCn^P_{y,a} + b^P * \widehat{pCn^P}_{y,a}) \right. \\
 &\quad \left. - \sum_{a=1}^l \Gamma(b^P * \widehat{pCn^P}_{y,a}) \right]
 \end{aligned}$$

donde $pCn^A_{y,a}$, $\widehat{pCn^A}_{y,a}$ y $pCn^P_{y,a}$, $\widehat{pCn^P}_{y,a}$ son las proporciones observadas y estimadas de captura por clase de edad a en el año y , para las flotas de arrastre A y palangre P ; b^A y b^P son los parámetros de sobredispersión causada por la distribución Dirichlet, estimados en el modelo, para cada flota; n_A y n_P son el tamaño de muestra de entrada para cada flota, fijas en un valor de 200.

En el proceso de calibración participaron como parámetros a ser estimados por el modelo: el reclutamiento en el estado equilibrio virgen ($N_{v,1}$), los vectores de factores anuales proporcionales a la mortalidad por pesca de las embarcaciones palangreras y arrastreras (f_y^A y f_y^P), la serie de errores anuales de la relación stock-recluta (ϵ_R), los parámetros de las curvas doble-normales de los patrones de selección para cada tipo de flota y período de años (P_1^A, P_2^A, P_3^A y P_1^P, P_2^P, P_3^P), los parámetros de sobredispersión correspondientes a las funciones Dirichlet-Multinomiales de las estructuras de edades de la flota de arrastre y de palangre (b^A y b^P).

Puntos Biológicos de Referencia (Objetivo y Límite)

A fin de diagnosticar el estado de explotación del recurso en el último año con captura conocida del período de diagnóstico (2021), evaluar el efecto de distintas estrategias de explotación propuestas a tiempo futuro y estimar una CBA para el año 2023 (CBA₂₀₂₃), se establecieron distintos Puntos Biológicos de Referencia, uno Límite (PBRL) y otro Objetivo (PBRO), definidos como:

PBRL: valor de biomasa reproductiva equivalente al 20% de aquella estimada en el estado de equilibrio virgen, es decir, sin explotación (PBRL=0,20BR_v). Dicho valor representa un límite de sustentabilidad, el cual nunca debiera ser alcanzado por la BR ni la misma ubicarse por debajo del mismo, dado que podría comprometer seriamente la seguridad biológica del recurso. Este PBR se asoció, en la etapa de análisis de riesgo, a un riesgo del 10% de caer por debajo (o una probabilidad del 90% de ubicarse por encima) del 20% de la BR_v.

El valor del PBRL se estableció en función de los estudios realizados por varios autores y aplicando el criterio precautorio (Clark 1991, Mace y Sisenwine 1993, Goodyear 1993, Thompson 1993), dadas las características biológicas de la merluza negra, como ser una



especie de aguas profundas con crecimiento lento, madurez tardía y gran longevidad, a menudo viviendo incluso más de 50 años (Horn 2002, Belchier 2004, Collins et al. 2010).

La captura asociada a este PBRL no debe ser nunca utilizada para recomendar una CBA puesto que constituye un umbral de seguridad biológica que no debe ser alcanzado ni sobrepasado.

PBRO: valor de biomasa reproductiva equivalente al 30% de aquella estimada en el estado de equilibrio virgen (sin explotación) ($PBRO=0,30BR_v$). Dicho valor establece un nivel de referencia objetivo, el cual es deseable de alcanzar y mantener. Este PBR se asoció, en la etapa del análisis de riesgo, a un riesgo del 10% de caer por debajo (o una probabilidad del 90% de ubicarse por encima) del 30% de la BR_v .

Este valor es el tradicionalmente utilizado en las evaluaciones para recomendar la CBA de merluza negra.

El PBRL y el PBRO fueron los mismos utilizados para merluza negra en evaluaciones anteriores (Wöhler et al. 2004a, 2004b, Wöhler y Martínez 2005, 2006, Martínez y Wöhler 2007, 2008, 2012, 2013, Martínez et al. 2015, 2016, Di Marco et al. 2017c, 2018b, 2019c, 2020b, 2021b).

Cabe mencionar que, si bien el PBRO aquí empleado (30% de la BR_v) ha sido ampliamente utilizado sobre otros recursos demersales, actualmente está siendo reanalizado y reconsiderado, tanto en la bibliografía nacional como internacional, llevándolo a valores del 40% BR_v o incluso superiores, más consistentes con el Rendimiento Máximo Sostenible (RMS), respondiendo a los nuevos requerimientos y estándares internacionales. En función de ello, ya se ha advertido en evaluaciones previas (Di Marco et al. 2021b) que se requiere un cambio en el nivel del PBRO actualmente utilizado a fin de permitir el mantenimiento de la abundancia de reproductores en niveles mayores y más seguros, acordes a los estándares internacionales. Dicho cambio, que podría producirse en forma gradual, implicará, inicialmente, cierta disminución de la CBA. Debido a ello se plantearon, de forma adicional al PBRO históricamente utilizado en la pesquería argentina de merluza negra, dos PBRO alternativos a fin de mostrar la variabilidad de las CBA estimadas en función de ellos en caso de ser validados a futuro como objetivos para el manejo de la pesquería.

PBRO Alternativo 1 (A1): valor de biomasa reproductiva equivalente al 35% de aquella estimada en el estado de equilibrio virgen, sin explotación ($PBRO=0,35BR_v$). Dicho valor sería una aproximación al RMS y establece un nivel de referencia objetivo de explotación óptima y ha sido estimado a partir de un estudio de aplicación de un modelo integrado de datos para análisis de historia de vida específico para la merluza negra del Atlántico Sudoccidental (Di Marco et al. 2022b en revisión). Este PBR se asoció, en la etapa del análisis de riesgo, a un riesgo del 10% de caer por debajo (o una probabilidad del 90% de ubicarse por encima) del 35% de la BR_v .

PBRO Alternativo 2 (A2): valor de biomasa reproductiva equivalente al 40% de aquella estimada en el estado de equilibrio virgen, sin explotación ($PBRO=0,40BR_v$). Dicho valor, que sería también una aproximación al RMS, define un nivel de referencia objetivo de explotación óptima y suele ser establecido por convención y ampliamente utilizado en la bibliografía internacional (Clark et al. 2014, Skeljo et al. 2022). Este PBR se asoció, en la etapa del análisis de riesgo, a un riesgo del 50% de caer por debajo (o una probabilidad del 50% de ubicarse por encima) del 40% de la BR_v .

Proyecciones de la abundancia y análisis de riesgo

Con el objeto de estimar las Capturas Biológicamente Aceptables (CBA) del efectivo de merluza negra para el año 2023, tendientes a mantener el recurso en un estado de explotación sustentable, se realizaron proyecciones de la abundancia poblacional, en el largo plazo (a 30 años), bajo

distintos niveles de explotación, introduciendo incertidumbre en la magnitud de la biomasa del año inicial de proyección y en los reclutamientos de los años subsiguientes de proyección.

El análisis de riesgo se realizó utilizando una metodología similar a la aplicada en evaluaciones previas (Martínez et al. 2016, Di Marco et al. 2017c, 2018b, 2019c, 2020b, 2021b). Se realizaron 1.000 simulaciones de la evolución del recurso en el largo plazo.

En cada simulación, se re-sorteo el número de individuos estimado a comienzos del año 2021 (N_{2021}) en la fase previa, generándose aleatoriamente un nuevo valor (N_{2021}^*) bajo el supuesto de distribución Normal a partir del valor medio y desvío estimados en dicho año:

$$N_{2021}^* \sim N(\bar{N}_{2021}, \sigma_{N_{2021}}^2)$$

También, se recalcularon las biomazas total y reproductiva correspondientes a dicho año (B_{2021} y BR_{2021}) suponiendo los mismos pesos medios por edad utilizados en los últimos años del diagnóstico. Luego, a partir del nuevo vector estado del 2021 (re-sorteo), la BR en dicho año, y aplicando las f_{2021}^A y f_{2021}^P estimadas en la fase de diagnóstico, se estimó el número de individuos a comienzos del año 2022 (N_{2022}) de la misma forma que para los distintos años previos.

Suponiendo conocidas las capturas de arrastre y palangre totales del año 2022 (Tabla 1), se estimaron, mediante la ecuación de captura de Baranov, las componentes anuales de las mortalidades por pesca correspondientes a cada flota (f_{2022}^A y f_{2022}^P), para obtener, así, el valor medio y desvío del número de individuos por edad a comienzos del año 2023 (N_{2023}), y las biomazas total y reproductiva de dicho año (B_{2023} y BR_{2023}).

Tanto en el año 2023 como en el resto de los años de proyección (2024 a 2052), los reclutamientos se estimaron en forma similar a los estimados en la fase de diagnóstico. Se supuso una relación *stock-recluta* de Beverton y Holt (1957), y se introdujo incertidumbre mediante la adición de un término de error aleatorio multiplicativo, siguiendo una distribución log-normal:

$$R_y = N_{y,1} = \frac{BR_{y-1}}{\alpha + \beta BR_{y-1}} e^{\varepsilon_y} \quad \text{para } y = 2023, \dots, 2052 \quad \text{con } \varepsilon_y \approx N(0, \sigma_{\ln R}^2)$$

$$\text{siendo} \quad \hat{\mu}_{\ln R} = \frac{\sum_y \ln R_y}{n} \quad ; \quad \hat{\sigma}_{\ln R} = \frac{\sum_y (\ln R_y - \hat{\mu}_{\ln R})^2}{n-1}$$

donde $R_y = N_{y,1}$ es el número de reclutas (peces de edad 1) al comienzo del año y ; BR_{y-1} es la biomasa reproductiva del año anterior; ε_y es el término de error que acompaña a la función de reclutamiento; α y β son los parámetros de la relación, fijos en los valores estimados durante el período de diagnóstico; $\hat{\mu}_{\ln R}$ y $\hat{\sigma}_{\ln R}$ son el valor medio y desvío estándar en escala log-normal, respectivamente, de la serie de reclutamientos históricos estimados durante el período de diagnóstico.

La dinámica poblacional de la fase de proyección fue similar a la de la fase de diagnóstico:

$$N_{y,a} = \begin{cases} \frac{BR_{y-1}}{\alpha + \beta BR_{y-1}} e^{\varepsilon_y} & a = 1 \\ N_{y-1,a-1} e^{-(M + f_{pr}^A S_{2020,a-1}^A + f_{pr}^P S_{2020,a-1}^P)} & 2 \leq a < A \\ N_{y-1,a-1} e^{-(M + f_{pr}^A S_{2020,a-1}^A + f_{pr}^P S_{2020,a-1}^P)} + N_{y-1,a} e^{-(M + f_{pr}^A S_{2020,a}^A + f_{pr}^P S_{2020,a}^P)} & a = A \end{cases}$$

para los años $y=2023, \dots, 2052$

donde $N_{y,a}$ es el número de peces de edad a al comienzo del año y ; BR_{y-1} es la biomasa reproductiva del año anterior; α y β son los parámetros de la función *stock-recluta*; ε_y es el término de error que acompaña a la función de reclutamiento; M es la tasa de mortalidad natural, constante para todo tiempo y edad; f_{pr}^A y f_{pr}^P son los factores de mortalidad por pesca propuestos; $S_{2021,a}^A$ y $S_{2021,a}^P$ son los patrones de selección de las flotas arrastrera (A) y palangrera (P), fijados en los valores estimados por edad en el último año de la fase de diagnóstico con datos de captura (2021); A es la edad máxima considerada como grupo plus, igual a 30+.

En cada año, a partir del año 2023 inclusive, en adelante, se avanzó mediante la aplicación de las tasas instantáneas de mortalidad por pesca propuestas como constantes a todo tiempo futuro (F_{pr}^A y F_{pr}^P), bajo el supuesto de separabilidad de las tasas instantáneas de mortalidad por pesca ($F_{pr}^A = f_{pr}^A S_{2021,a}^A$ y $F_{pr}^P = f_{pr}^P S_{2021,a}^P$), y el cálculo de los vectores estado ($N_{y,a}$) al año siguiente. Se propusieron distintos niveles de factores (componente anual) de tasa de mortalidad por pesca de cada flota (f_{pr}^A y f_{pr}^P), manteniendo constante tanto dichos factores como los patrones de selección estimados durante el último año del período de diagnóstico con disponibilidad de datos de captura (S_{2021}^A y S_{2021}^P). Además, se mantuvo la misma proporcionalidad entre los factores anuales de cada flota aplicados durante el año 2021 (f_{2021}^A y f_{2021}^P).

En cada año proyectado, se calcularon los valores anuales de biomasa total, biomasa reproductiva, y de las capturas proyectadas bajo las distintas estrategias de explotación, de la forma siguiente:

Biomasa total (al comienzo del año y):

$$B_y = \sum_{a=1}^1 N_{y,a} W_{2021,a}$$

Biomasa de reproductores (al comienzo del año y):

$$BR_y = \sum_{a=1}^1 N_{y,a} W_{2021,a} m_a$$

Biomasa de reproductores (en el momento de la reproducción):

$$BRR_y = \sum_{a=1}^1 N_{y,a} W_{2021+0,75,a} m_a e^{-0,75(M + f_{pr}^A S_{2021,a}^A + f_{pr}^P S_{2021,a}^P)}$$

siendo $W_{2021,a}$ y $W_{2021+0,75,a}$ los pesos medios por edad a inicios de año y al momento de la reproducción en el año previo al último del período de diagnóstico (2021), m_a la proporción de individuos maduros por clase de edad y 0,75 la proporción de la mortalidad natural por pesca pre-reproductiva, al momento de la reproducción (1 de septiembre).

Las capturas anuales (en peso) correspondientes a cada nivel de explotación propuesto (f_{pr}^A y f_{pr}^P) se estimaron mediante la ecuación de Baranov (1918):

Captura con arrastre:

$$\hat{C}_y^A = \sum_{a=1}^A N_{y,a} W_a f_{pr}^A S_{2021,a}^A \frac{1 - e^{-(M + S_{2021,a}^A f_{pr}^A + S_{2021,a}^P f_{pr}^P)}}{M + S_{2021,a}^A f_{pr}^A + S_{2021,a}^P f_{pr}^P}$$

Captura con palangre:



$$\hat{C}_y^P = \sum_{a=1}^A N_{y,a} W_a f_{pr}^P S_{2021,a}^P \frac{1 - e^{-(M + S_{2021,a}^A f_{pr}^A + S_{2021,a}^P f_{pr}^P)}}{M + S_{2021,a}^A f_{pr}^A + S_{2021,a}^P f_{pr}^P}$$

La captura total se estimó como la suma de las capturas de arrastre y palangre:

$$\hat{C}_y = \hat{C}_y^A + \hat{C}_y^P$$

Se obtuvieron las medias aritméticas y desvíos estándares tanto de las biomazas total y reproductiva como de las capturas, en cada año proyectado.

Posteriormente, a partir de las 1.000 simulaciones realizadas, se calculó la cantidad de casos en que la biomasa reproductiva proyectada (BR_y), en el largo plazo, fuera inferior a los Puntos Biológicos de Referencia Objetivo (PBRO) y Límite (PBRL), y a los Puntos Biológicos de Referencia Alternativos (PBRO A1 y PBRO A2), es decir, el riesgo (probabilidad) de que la BR_y cayera por debajo del 20, 30, 35 y 40 % de la biomasa reproductiva en el estado virgen (BR_v):

$$P(BR_y < PBRL) = P(BR_y < 0,20 BR_v), \text{ riesgo del 10\%}$$

$$P(BR_y < PBRO) = P(BR_y < 0,30 BR_v), \text{ riesgo del 10\%}$$

$$P(BR_y < PBRO A1) = P(BR_y < 0,35 BR_v), \text{ riesgo del 10\%}$$

$$P(BR_y < PBRO A2) = P(BR_y < 0,40 BR_v), \text{ riesgo del 50\%}$$

Finalmente, las Capturas Biológicamente Aceptables correspondientes al año 2023 (CBA_{2023}) se estimaron promediando las capturas anuales de dicho año, resultantes de las 1.000 simulaciones, que correspondieron a un nivel de mortalidad por pesca, por cada flota, asociado a un riesgo de no cumplir con el PBR planteado (f_{PBRL} , f_{PBRO}), siendo dicho riesgo de un valor del 10% para el PBRL, PBRO y PBRO A1, y del 50% para el PBRO A2. El riesgo del 10%, asociado al PBRL, PBRO y PBR A1, se utilizó a fin de asegurar que la BR se mantuviera por encima de la BR_v en la mayoría de los casos (90%). Dicho riesgo, del 10%, es considerado como precautorio en la literatura (Francis, 1993).

El nivel de mortalidad por pesca que produciría una biomasa reproductiva situada en cada uno de los PBRO (f_{PBRO}) sería considerado como deseable de ser aplicado dado que propone una situación favorable para la pesca, en mayor o menor grado dependiendo del PBRO, dentro de límites biológicamente seguros, por encima del PBRL.

Aquel nivel de mortalidad por pesca que produciría una biomasa reproductiva situada en el PBRL (f_{PBRL}) sería considerado como no deseable de ser aplicado ni sobrepasado, dado que se encuentra asociado al límite de seguridad biológica, poniendo en peligro la sustentabilidad del recurso.

Descripción de los distintos escenarios planteados

La serie estandarizada de CPUE de arrastre actualizada al período 2010-2021, aplicando el modelo tradicional, presentó una disminución importante durante los dos últimos años, más notoria en 2021 (Di Marco et al. 2022a en revisión). Sin embargo, dichos valores podrían encontrarse sesgados hacia un valor menor debido, fundamentalmente, al cambio en la operatividad de la flota de arrastre dirigida a merluza negra motivada por el establecimiento, en el año 2020 de una veda para la captura de la especie durante la época reproductiva (julio a



septiembre) y, secundariamente a la disminución en el número de barcos con observadores a bordo durante los últimos años.

Estos factores, muy probablemente, habrían influenciado o sesgado el valor de la CPUE correspondiente a los años 2020 y 2021 de forma negativa, subestimando dicho valor, independientemente de una posible disminución real de la abundancia. Esto puso en duda la validez del valor estimado en dicho año, como parte de la serie del índice de abundancia y motivó la consideración de dos modelos alternativos del índice de abundancia, uno que excluyó los registros correspondientes a los meses de veda reproductiva y el otro que consideró todos los meses pero que incluyó el factor “Veda” en el modelo del índice (Di Marco et al. 2022a en revisión) tal como se mencionó anteriormente. Se decidió analizar los efectos sobre los resultados del modelo de evaluación al incluir la serie de CPUE actualizada al período 2010-2021 considerando las dos alternativas mencionadas. Además, se consideraron dos valores fijos del parámetro *steepness* de la relación *stock*-recluta, $h=0,60$ (Brandão y Butterworth 2009), utilizado en evaluaciones previas y $h=0,75$ utilizado por convención en varias evaluaciones de la especie en la bibliografía internacional (Brandão y Butterworth 2009, Skeljo 2022).

Sobre cada caso, se realizó el diagnóstico, proyección y análisis de riesgo, evaluándose los ajustes de los índices provenientes de la CPUE, las estimaciones de abundancia durante los últimos años y las estimaciones de la CBA para el año 2023 por cada PBR (PBRL y PBRO, PBRO A1 y A2). Los escenarios quedaron definidos en cuatro casos, de la siguiente forma:

Escenario 1: se aplicó el modelo de evaluación incluyendo la serie de CPUE de arrastre que excluyó los meses de veda reproductiva (CPUE 4 Arr.) estimada para el período 2010-2021 (Di Marco et al. 2022a en revisión). El valor de *steepness* fijo en el modelo fue de $h=0,60$.

Escenario 2: se aplicó el modelo de evaluación incluyendo la serie de CPUE de arrastre que excluyó los meses de veda reproductiva (CPUE 4 Arr.), estimada para el período 2010-2021 (Di Marco et al. 2022a en revisión). El valor de *steepness* fijo en el modelo fue de $h=0,75$.

Escenario 3: se aplicó el modelo de evaluación incluyendo la serie de CPUE de arrastre que incluyó todos los meses y el factor Veda (CPUE 5 Arr.) estimada para el período 2010-2021 (Di Marco et al. 2022a en revisión). El valor de *steepness* fijo en el modelo fue de $h=0,60$.

Escenario 4: se aplicó el modelo de evaluación incluyendo la serie de CPUE de arrastre que incluyó todos los meses y el factor Veda (CPUE 5 Arr.), estimada para el período 2010-2021 (Di Marco et al. 2022a en revisión). El valor de *steepness* fijo en el modelo fue de $h=0,75$.

Resultados y Discusión

Ajuste del modelo a las capturas de cada flota

Los ajustes de las capturas estimadas por el modelo a las observadas (desembarques nominales), tanto de la flota de arrastre como de la de palangre, en todos los escenarios, resultaron prácticamente sin error, de acuerdo al supuesto de haber considerado, en el modelo, a las capturas como exactas, con un coeficiente de variación (cv) de 0,01 (Figura 2).

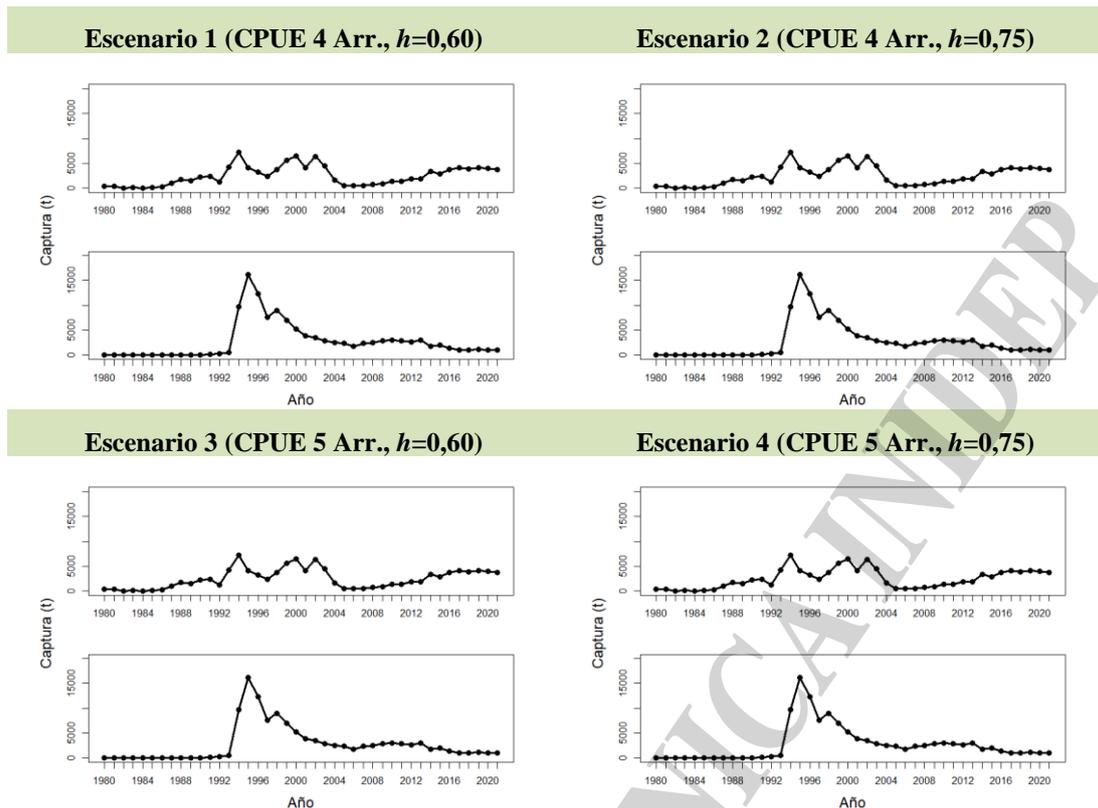


Figura 2. Ajuste de las estimaciones de captura del modelo (línea continua) a las capturas anuales nominales de merluza negra (puntos en “x”) en la flota arrastrera (superior) y palangrera (inferior) en el Océano Atlántico Sudoccidental (período 1980-2021) para cada escenario.

Ajuste del modelo a los índices de abundancia

El ajuste de los índices de abundancia estimados por el modelo de evaluación a los índices observados, para las distintas flotas, períodos y escenarios considerados, fue aceptable (Figura 3). En general, los índices estimados mostraron una tendencia declinante, para todos los escenarios, aunque el decrecimiento más leve se observó en el índice de arrastre (Figura 3 d, h, l, p). Si bien las tendencias de los índices de arrastre resultaron similares tanto entre los escenarios 1 y 2, que representaron a los modelos con índice de arrastre sin incluir los meses de veda (CPUE 4 Arr.), como entre los escenarios 3 y 4, que representaron a los modelos con índice de arrastre que incluyeron todos los meses y el factor Veda (CPUE 5 Arr.), los primeros presentaron, durante los primeros años de la serie (2010-2014), una tendencia más estable del índice estimado que los segundos, cuya tendencia fue de disminución (Figura 3 q, r).

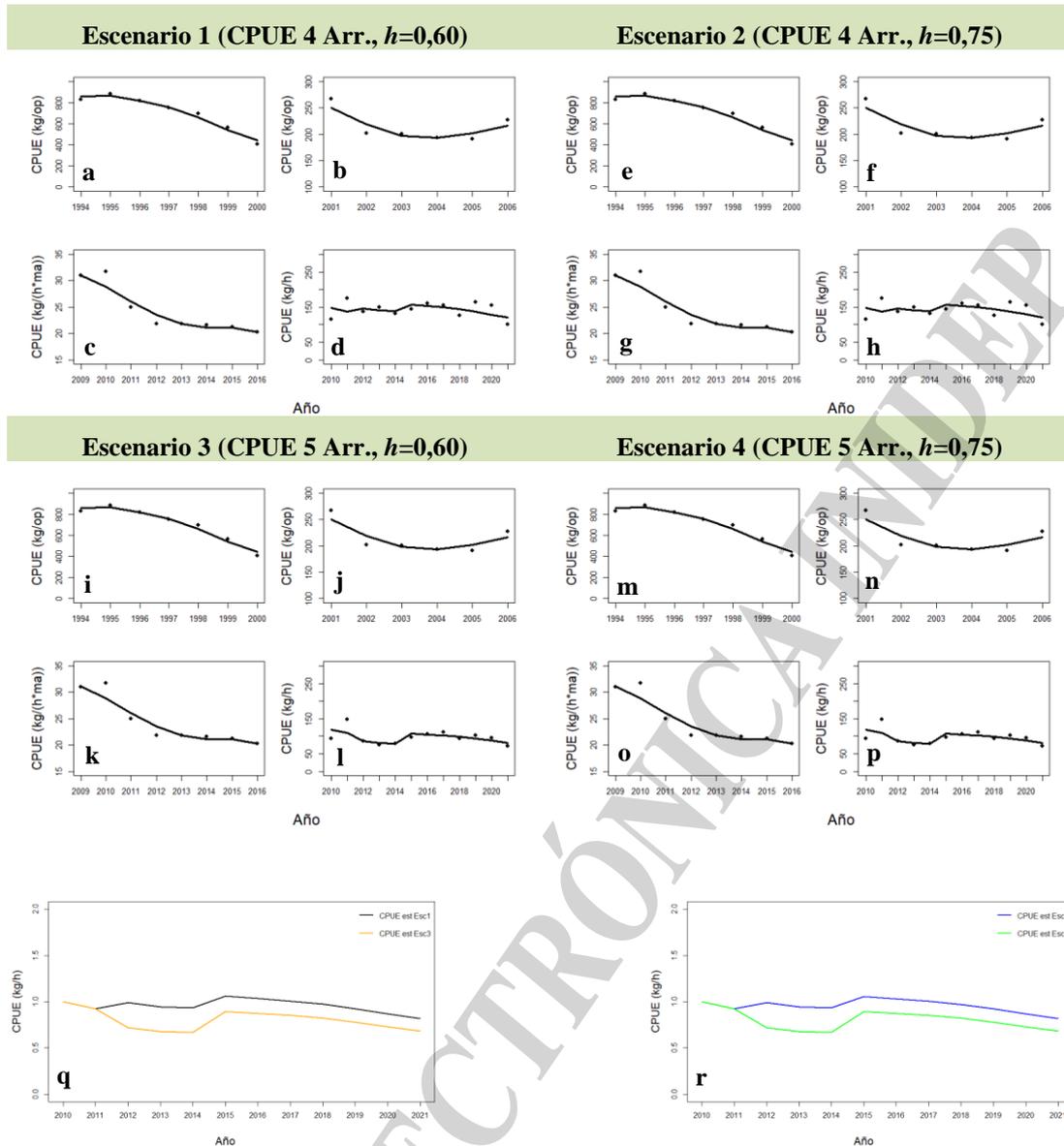


Figura 3. Ajuste de los índices estimados por el modelo (línea continua) a los observados (puntos) de merluza negra provenientes de la CPUE estandarizada correspondientes a las flotas palangreras (a, b, c, e, f, g, i, j, k, m, n, o) y arrastrera (d, h, l, p) para cada escenario. Se presenta la comparación de tendencias de series de CPUE de arrastre estimadas, entre los escenarios 1 y 3 (q), y entre los escenarios 2 y 4 (r).

Ajuste del modelo a la composición por edad en la captura

Respecto de las proporciones por edad estimadas en la captura, los ajustes fueron aceptables en ambos tipos de flotas y muy similares entre los distintos escenarios. En la mayoría de los años, las proporciones estimadas (longitudes convertidas a edades) se ajustaron aceptablemente a las observadas, excepto en algunas edades y años para ambas flotas (Figura 4).

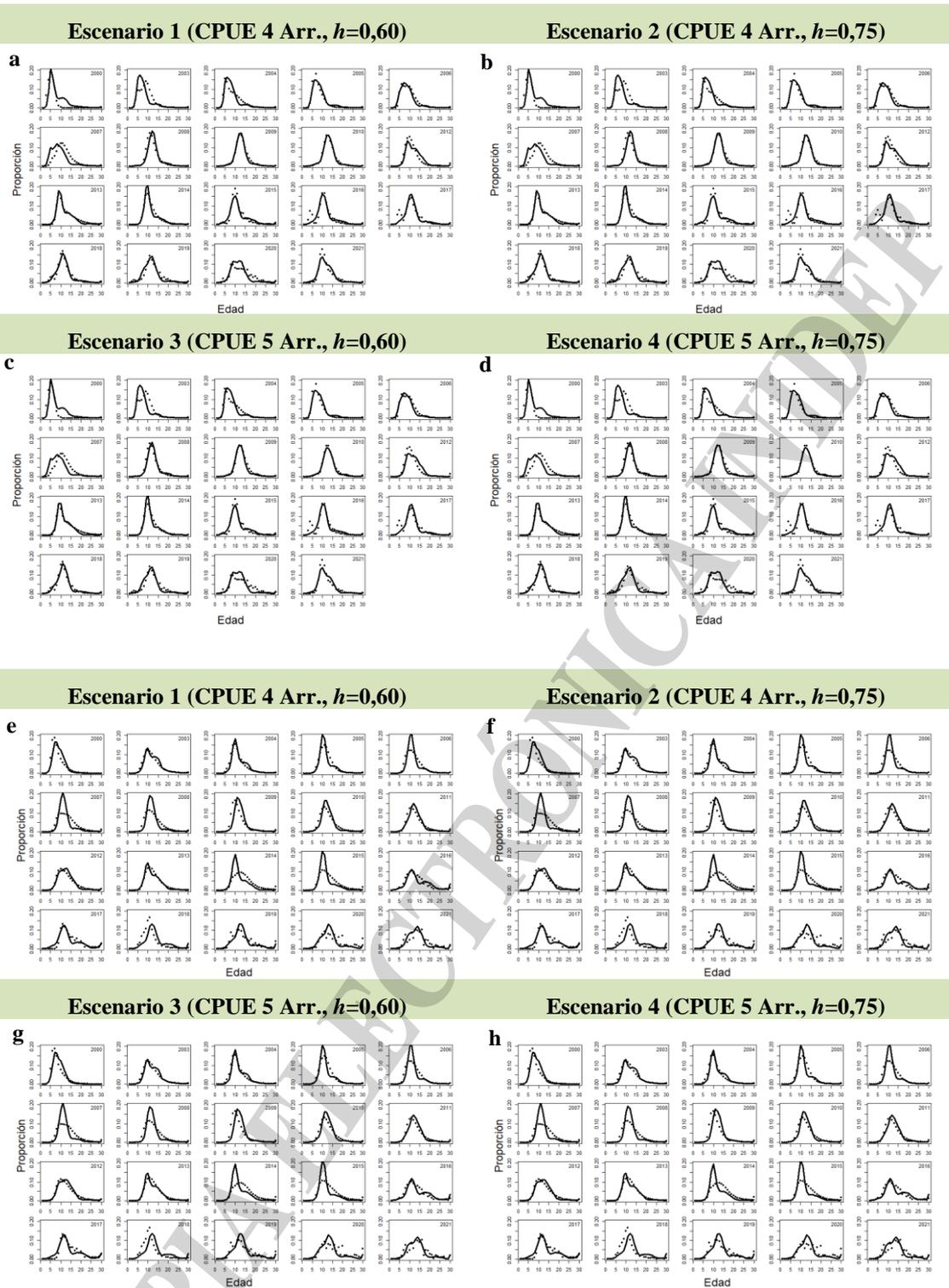


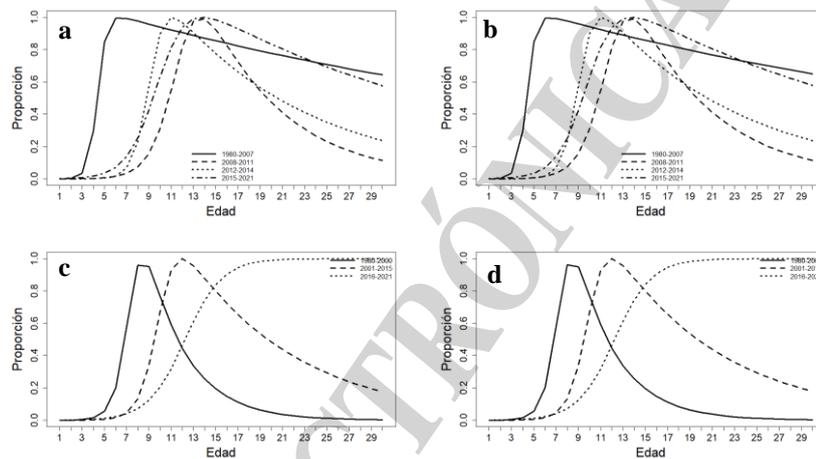
Figura 4. Ajuste de composiciones por edad en la captura de merluza negra estimadas por el modelo (línea continua) a las observadas a bordo de las flotas arrastrera (**a, b, c, d**) y palangrera (**e, f, g, h**) en todos los escenarios planteados, para la merluza negra del Océano Atlántico Sudoccidental.

Cabe aclarar que se priorizó el ajuste de los índices de abundancia globales por sobre el de composiciones por edad, asumiendo que los datos de los primeros son representativos de los cambios en la abundancia del efectivo, tal como se recomienda en la literatura internacional (Francis 2011).

Ajuste de los patrones de selección

Las curvas de selección estimadas resultaron similares en todos los escenarios (Figura 5). Respecto de las curvas de selección estimadas para el arrastre, se observó una diferencia notoria entre las estimadas antes y después del año 2008. A partir de dicho año, las edades medias seleccionadas correspondieron a individuos mayores de edad 8 (adultos). Las curvas estimadas para el palangre presentaron una progresión de selección hacia individuos adultos. La tendencia, a través del tiempo, a capturar individuos de mayor edad, en ambos tipos de flotas, estaría directamente relacionada con el efecto que habrían tenido las diferentes medidas de administración establecidas. Entre ellas, la implementación del régimen de Cuotas Individuales Transferibles de Captura (CITC) para los buques arrastreros que pescaban en forma dirigida hacia la especie, la prohibición de pescar a una profundidad menor a los 800 m en el Área de Protección de Juveniles de Merluza Negra (APJMN) y la prohibición de capturar más del 15% (hasta el 2019) 20% (valor actual) de ejemplares juveniles, respecto del total capturado en un viaje de pesca.

Escenario 1 (CPUE 4 Arr., $h=0,60$) Escenario 2 (CPUE 4 Arr., $h=0,75$)



Escenario 3 (CPUE 5 Arr., $h=0,60$) Escenario 4 (CPUE 5 Arr., $h=0,75$)

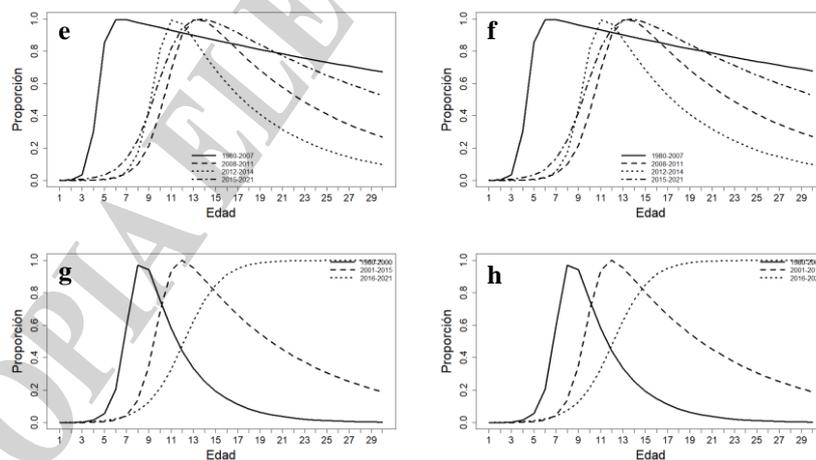


Figura 5. Patrones de selección (curvas de tipo doble-normal), por período de pesca, estimados por el modelo de evaluación para las flotas arrastrera (a, b, e, f) y palangrera (c, d, g, h) que operaron sobre merluza negra durante el período 1980-2021.

Estimaciones de abundancia y estado de explotación del efectivo

Las tendencias de las biomazas total y reproductiva, durante el período de diagnóstico, fueron, en general, decrecientes y muy similares en todos los escenarios considerados (Figura 6), siguiendo las tendencias de los índices de abundancia. Durante los primeros diez años, la biomasa se mantuvo estable. Luego, si bien ésta tuvo una recuperación transitoria durante los años 1992 a 1994, probablemente como resultado de reclutamientos exitosos ocurridos durante años previos (1987 a 1990), a partir del año 1994, disminuyó marcadamente, como producto de las elevadas capturas ocurridas durante dicho período. Entre los años 1994 y 2003 la tendencia de biomasa fue de acentuado decrecimiento. A partir del año 2004, y hasta 2010, la tendencia fue de cierta estabilización, como consecuencia del establecimiento de medidas de manejo en su conjunto. Desde el año 2011, decreció, sobre todo hacia los últimos años del período considerado. En todos los escenarios, el nivel de biomasa reproductiva estimada en los años 2020 y 2021, se ubicó, en términos medios, en el nivel del PBRO.

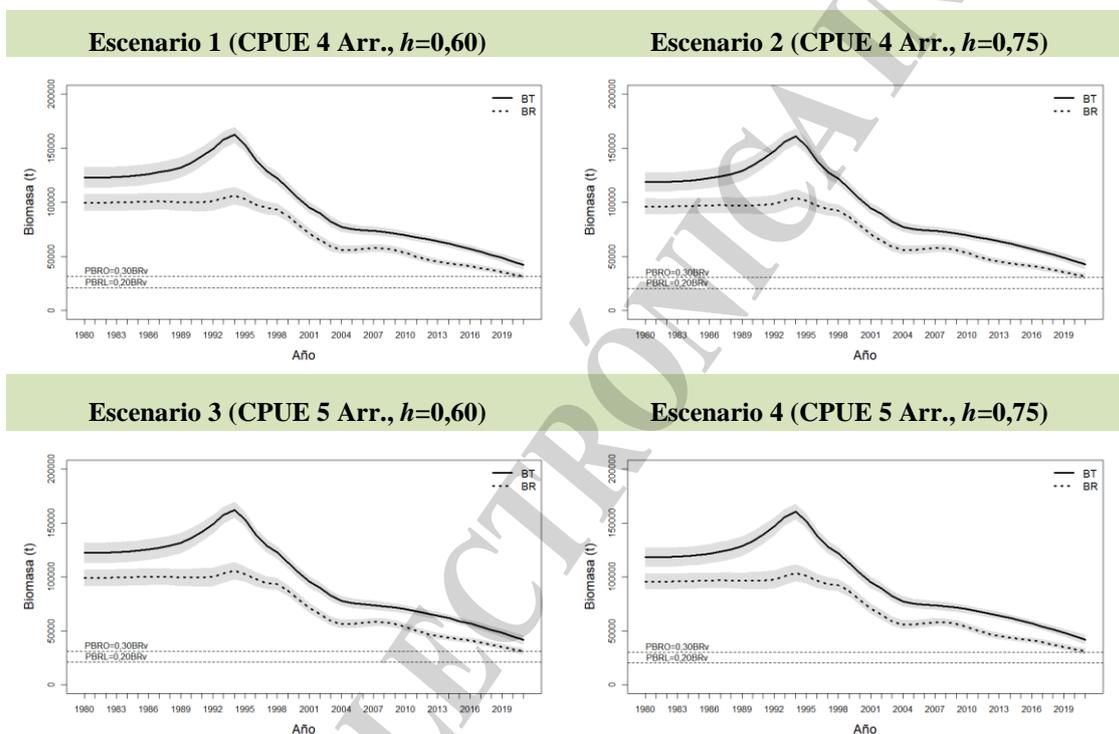


Figura 6. Evolución de las biomazas total (BT) y reproductiva (BR) anuales (en toneladas) estimadas por el modelo de evaluación durante el período de diagnóstico (1980-2021), para todos los escenarios, considerando un único efectivo de merluza negra en el Océano Atlántico Sudoccidental. Las rectas horizontales de guiones indican los niveles de los PBR Objetivo (PBRO) y Límite (PBRL). El área sombreada de color gris indica el intervalo de confianza de las biomazas.

Cabe destacar que, en todos los escenarios, las estimaciones del diagnóstico resultaron similares durante el período 1980-2021, independientemente del valor de h asumido (0,60 o 0,75). Esto se debería a que el error que acompaña a la relación *stock*-recluta se asumió con un cv de 0,6, de forma que los puntos estimados de reclutamiento y biomasa reproductiva en dicha relación tuvieron suficiente libertad como para alejarse de la curva teórica de la relación S-R, independizándose en gran forma del valor de h asumido.

Sobre la base de los datos disponibles y de las estimaciones de abundancia del efectivo de merluza negra del océano Atlántico Sudoccidental, se podría inferir que dicho recurso se



encontraría en una situación por encima del límite de seguridad biológica (PBRL), pero ubicándose justo o inmediatamente por debajo del objetivo de explotación deseado (PBRO), con una tendencia de BR decreciente durante los últimos años en todos los escenarios.

Tabla 6. Estimaciones de parámetros y variables relevantes resultado de los modelos de evaluación de merluza negra, correspondientes a cada escenario planteado. $N_{1,v}$: reclutamiento virginal; BR_v : biomasa reproductiva virginal; BT_{1980} : biomasa total inicial; BR_{1980} : biomasa reproductiva inicial; BT_{2020} : biomasa total del año 2020; BR_{2020} : biomasa reproductiva del año 2020; BT_{2021} : biomasa total del año 2021; BR_{2021} : biomasa reproductiva del año 2021; BR_{2020}/BR_v : proporción de la BR_{2020} respecto de BR_v ; BR_{2021}/BR_v : proporción de BR_{2021} respecto de BR_v ; PBRO: Punto Biológico de Referencia Objetivo; PBRL: Punto Biológico de Referencia Límite; $N_{1,y}$: reclutamientos anuales; $farr_{2020}$ y $fpal_{2020}$: factores anuales de mortalidad por pesca de arrastre y de palangre, respectivamente, del año 2020; $farr_{2020}$ y $fpal_{2021}$: factores anuales de mortalidad por pesca de arrastre y de palangre, respectivamente, del año 2021.

Parámetro/ variable	Esc 1		Esc 2		Esc 3		Esc 4	
	Media	DE	Media	DE	Media	DE	Media	DE
$N_{1,v}$ (miles)	3.846	146	3.717	136	3.825	146	3.699	135
BR_v (t)	104.420	3.972	100.920	3.679	103.850	3.967	100.440	3.678
BT_{1980} (t)	122.950	4.852	118.660	4.492	122.280	4.844	118.100	4.490
BR_{1980} (t)	99.675	3.961	96.177	3.667	99.131	3.955	95.717	3.665
BT_{2020} (t)	45.273	2.067	45.584	2.092	44.730	2.038	45.036	2.063
BR_{2020} (t)	33.382	1.426	33.474	1.431	32.940	1.407	33.024	1.412
BT_{2021} (t)	42.051	2.263	42.464	2.304	41.483	2.236	41.891	2.277
BR_{2021} (t)	31.385	1.527	31.515	1.535	30.858	1.500	30.981	1.507
BR_{2020}/BR_v	0,3197	-	0,3317	-	0,3172	-	0,3288	-
BR_{2021}/BR_v	0,3006	-	0,3123	-	0,2971	-	0,3085	-
PBRO $0,30BR_v$ (t)	31.325	-	30.276	-	31.156	-	30.131	-
PBRL $0,20BR_v$ (t)	20.883	-	20.184	-	20.771	-	20.087	-
$N_{1,y}$ prom (miles)	4.262	2.986	4.289	2.986	4.257	3.009	4.284	3.009
$farr_{2020}$	0,1461	-	0,1456	-	0,1502	-	0,1498	-
$fpal_{2020}$	0,0544	-	0,0542	-	0,0541	-	0,0539	-
$farr_{2021}$	0,1480	-	0,1473	-	0,1528	-	0,1521	-
$fpal_{2021}$	0,0560	-	0,0557	-	0,0560	-	0,0557	-

La serie histórica de reclutamientos anuales estimados (Figura 7) resultó similar en ambos escenarios. Durante los años 1987 a 1990, se observó un aumento de los reclutamientos (edad 1) estimados por el modelo, cuando alcanzaron el máximo histórico. Posteriormente, disminuyeron y se mantuvieron, con algunas oscilaciones, alrededor de niveles similares a aquellos del inicio del período. Hacia los últimos años del período de explotación (2017-2021), se observaron reclutamientos medios aún menores, similares a los más bajos del período ocurridos en 2002 y 2003, aunque con intervalos de confianza más amplios que estos.

Cabe aclarar que los reclutamientos estimados por el modelo podrían tener cierto sesgo debido a la falta de información independiente de la pesca de la fracción juvenil de la población, producto de la restricción de la captura a profundidades de pesca mayores a 800 m, donde es poco probable que se capturen individuos juveniles. Debe tenerse en cuenta que los mismos se distribuyen principalmente a profundidades menores a los 600 m, mientras que los adultos pueden capturarse hasta los 2.500 m de profundidad (Cassia y Perrotta 1998). Si bien esta circunstancia ya ha sido objeto de discusión en el pasado y, en función de ello, se diseñaron y realizaron, en los últimos años, campañas de investigación con buques comerciales con la finalidad de construir un índice independiente que refleje la abundancia de juveniles de merluza negra, por el momento, la información disponible se considera limitada y su tratamiento se encuentra sujeto a análisis. Al no incluir dicha información en el modelo, los valores de los reclutamientos se estimaron en función de la combinación de los efectos entre las capturas totales anuales, los índices de abundancia y las composiciones por edad en dichas capturas.

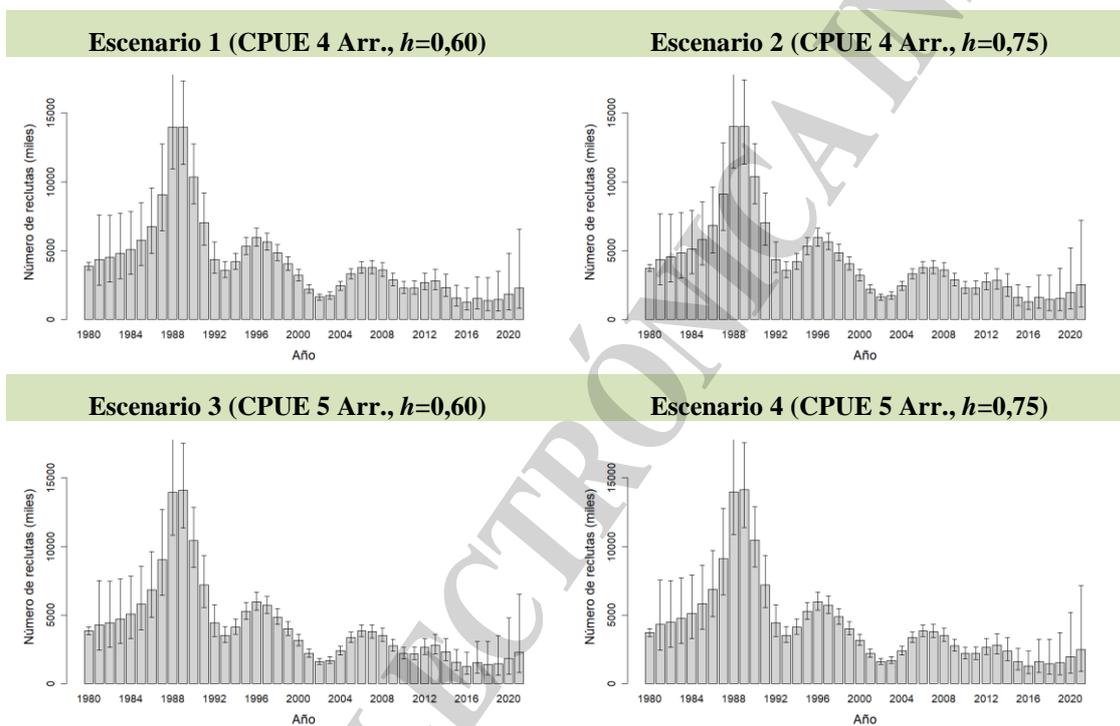


Figura 7. Evolución de los reclutamientos anuales (en miles de individuos) de merluza negra estimados por el modelo de evaluación, para cada escenario, durante el período de diagnóstico (1980-2021).

Evaluación del estado de explotación (potencial pesquero).

Las Capturas Biológicamente Aceptables para el efectivo de merluza negra del océano Atlántico Sudoccidental, correspondientes al año 2023 (CBA_{2023}), se detallan en la Tabla 7.

Las CBA_{2023} asociadas al PBRO del 30% de la biomasa reproductiva virgen resultaron más bajas en los escenarios que consideraron un menor valor del parámetro h , como era de esperarse al asumir en la proyección, en términos medios, una menor resiliencia del recurso. Por lo tanto, las CBA correspondientes a los escenarios 1 y 3, con h de 0,60 serán más precautorias y, viceversa, las CBA de los escenarios 2 y 4, con h de 0,75 serán menos precautorias.

El valor de CBA_{2023} alternativa asociada al PBRO A1 (35% de la BRv con un riesgo del 10%) resultó en 2.399 y 2.337 para aquellos escenarios que asumieron h de 0,60 (escenarios 1 y 3,



respectivamente), y de 3.113 y 3.031 t para los escenarios con h de 0,75 (escenarios 2 y 4, respectivamente).

El valor de CBA_{2023} alternativa asociada al PBRO A2 (40% de la BR_v con un riesgo del 50%) resultó similar al de la CBA_{2023} asociada al PBRO actual utilizado (30% de la BR_v con un riesgo del 10%) en todos los escenarios. Se puede observar que alcanzar una BR del 40% de la BR_v con una probabilidad del 50% de ubicarse por encima de dicho nivel, sería prácticamente equivalente a alcanzar una BR del 30% de la BR_v con una probabilidad del 90% de ubicarse por encima.

Se evidencia que la inclusión de las series de índice de CPUE de la flota arrastrera, tanto del índice de CPUE 4 Arr. como de la 5 (actualizadas al período 2010-2021) produjo un efecto de disminución en los valores de CBA_{2023} en los escenarios planteados 1 y 3, con h asumido fijo en un valor de 0,60, respecto de evaluaciones previas. Además, las CBA_{2023} en los escenarios 2 y 4, con un valor de h fijo en 0,75, resultaron más elevadas debido a que los reclutamientos sorteados en la proyección fueron más elevados en términos medios, contribuyendo así a una mayor BR a futuro.

Las curvas de riesgo asociadas a los PBRL y PBRO tradicionalmente establecidos se observan en la Figura 8.

Tabla 7. Capturas Biológicamente Aceptables para el año 2023 (CBA_{2023}) y mortalidades por pesca de referencia de las flotas arrastrera (f_{arr}) y palangrera (f_{pal}) en función de los Puntos Biológicos de Referencia Objetivo (PBRO), Límite (PBRL), Objetivo Alternativo 1 (PBRO A1) y Objetivo Alternativo (PBRO A2) evaluados en el largo plazo (a 30 años) para los cuatro escenarios. Se resalta en negrita la CBA_{2023} asociada al PBRO tradicional utilizado, para cada escenario, y en fondo de color marrón claro las CBA_{2023} correspondientes a escenarios que asumieron el valor de h de 0,60 tal en evaluaciones previas.

Escenario 1 (CPUE 4 Arr.; $h=0,60$)				
PBR	f_{arr}	f_{pal}	CBA_{2023} (t)	Riesgo (%)
PBRO A2: $P(BR_y < 0,40 BR_v)$	0,092	0,035	2.894	50
PBRO A1: $P(BR_y < 0,35 BR_v)$	0,078	0,029	2.399	10
PBRO: $P(BR_y < 0,30 BR_v)$	0,097	0,037	2.958	10
PBRL: $P(BR_y < 0,20 BR_v)$	0,148	0,056	4.415	10
Escenario 2 (CPUE 4 Arr.; $h=0,75$)				
PBR	f_{arr}	f_{pal}	CBA_{2023} (t)	Riesgo (%)
PBRO A2: $P(BR_y < 0,40 BR_v)$	0,122	0,046	3.715	50
PBRO A1: $P(BR_y < 0,35 BR_v)$	0,101	0,038	3.113	10
PBRO: $P(BR_y < 0,30 BR_v)$	0,125	0,047	3.787	10
PBRL: $P(BR_y < 0,20 BR_v)$	0,192	0,073	5.709	10

Tabla 7 (continuación).

Escenario 3 (CPUE 5 Arr.; $h=0,60$)				
PBR	f_{arr}	f_{pal}	CBA ₂₀₂₃ (t)	Riesgo (%)
PBRO A2: $P(BR_y < 0,40 BR_v)$	0,096	0,035	2.815	50
PBRO A1: $P(BR_y < 0,35 BR_v)$	0,080	0,029	2.337	10
PBRO: $P(BR_y < 0,30 BR_v)$	0,097	0,036	2.867	10
PBRL: $P(BR_y < 0,20 BR_v)$	0,147	0,054	4.279	10

Escenario 4 (CPUE 5 Arr.; $h=0,75$)				
PBR	f_{arr}	f_{pal}	CBA ₂₀₂₃ (t)	Riesgo (%)
PBRO A2: $P(BR_y < 0,40 BR_v)$	0,124	0,045	3.624	50
PBRO A1: $P(BR_y < 0,35 BR_v)$	0,103	0,038	3.031	10
PBRO: $P(BR_y < 0,30 BR_v)$	0,126	0,046	3.682	10
PBRL: $P(BR_y < 0,20 BR_v)$	0,194	0,071	5.546	10

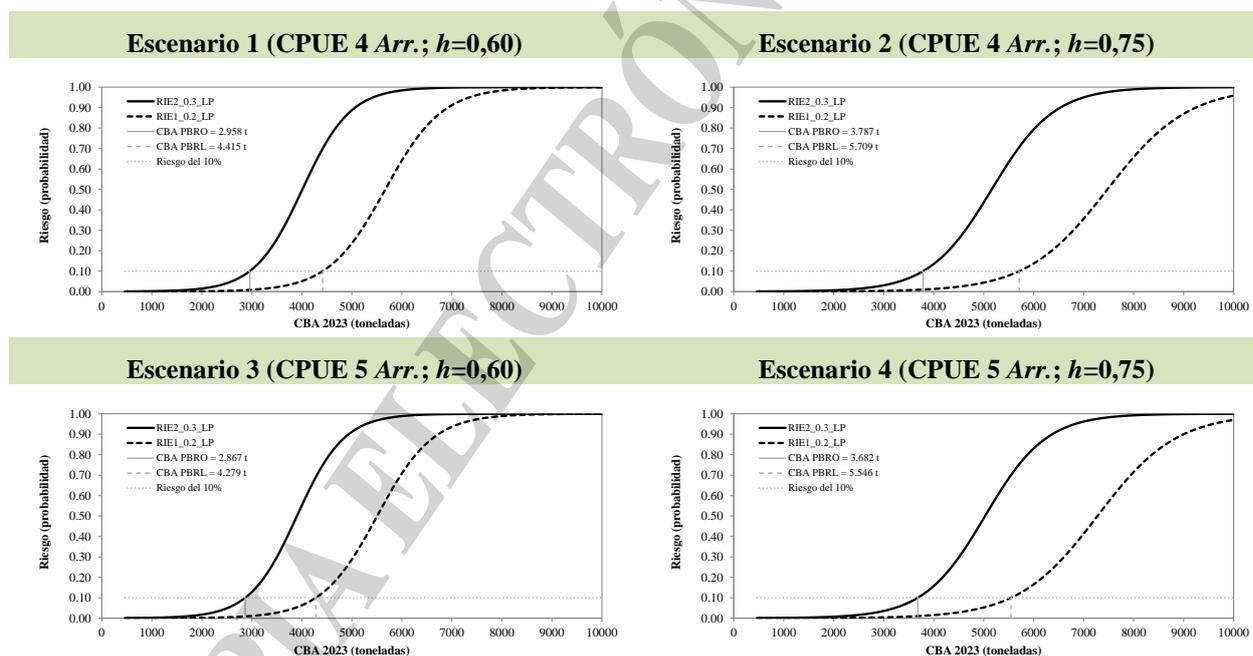


Figura 8. Curvas resultantes del análisis de riesgo en función de la CBA para el año 2023 para todos los escenarios planteados. Las curvas negras gruesas continuas y a guiones indican el riesgo de no alcanzar el PBRL ($0,20BR_v$) y el PBRO ($0,30BR_v$), respectivamente. Las líneas finas grises verticales continuas y a guiones indican el valor de CBA que permite alcanzar el PBRO y el PBRL, respectivamente, con un riesgo del 10% de no lograrlo. La línea gris punteada horizontal indica el nivel de riesgo del 10%.

Respecto de la evolución de la biomasa reproductiva proyectada en el largo plazo (a 30 años: 2052), se observó que, si se aplicara un nivel de mortalidad por pesca del $f_{30\%}$, el valor medio de la BR alcanzaría, en el largo plazo (año 2052), unas 41.140, 39.961, 41.560 y 39.898 t para los Escenarios 1, 2, 3 y 4, respectivamente, por encima del nivel del PBRO del 30% de la BR_v

(PBRO = 31.325, 30.276, 31.156 y 30.131 t, respectivamente), con una probabilidad del 90% de ubicarse por encima o riesgo del 10% de ubicarse por debajo (Figura 9). Si se aplicara el nivel de mortalidad por pesca asociado al PBRL ($f_{20\%}$), el valor medio de la BR se ubicaría, en el largo plazo (año 2052), en unas 28.221, 27.873, 28.773 y 27.192 t para los Escenarios 1, 2, 3 y 4, respectivamente, por encima del nivel del PBRL del 20% respecto de la BR_v (PBRL = 20.883, 20.184, 20.771 y 20.087 t, respectivamente), con una probabilidad del 90% de ubicarse por encima o riesgo del 10% de ubicarse por debajo. Teniendo en cuenta la estrategia de explotación correspondiente al PBRO, deseable de aplicar en el largo plazo, la BR media aumentaría en un 31, 27, 32 y 29 % para los Escenarios 1, 2, 3 y 4, respectivamente, a partir de aquellas estimadas en el último año del período de diagnóstico con captura conocida (2021).

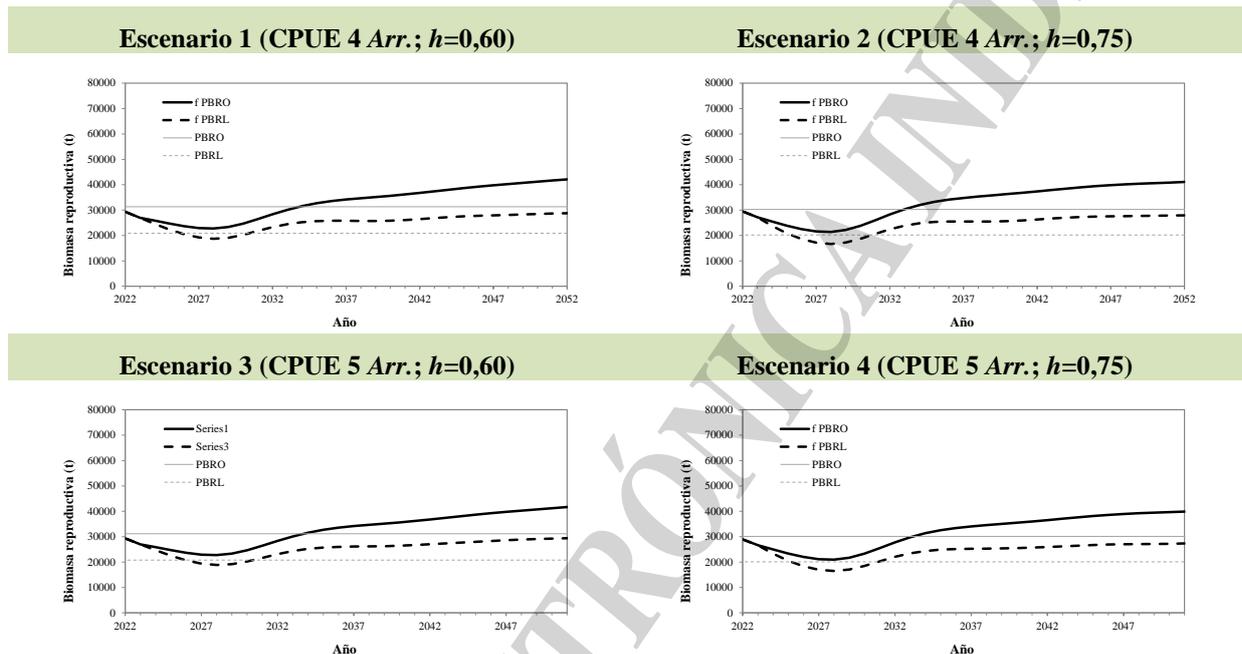


Figura 9. Evolución de la biomasa reproductiva proyectada en el largo plazo al aplicar la mortalidad por pesca de referencia asociadas a cada PBR (f PBRO y f PBRL) para todos los escenarios.

Tanto en el diagnóstico como en las proyecciones, los reclutamientos se consideraron con una función de reclutamiento de Beverton y Holt acompañada por un error estimado en el diagnóstico y simulado en las proyecciones, relajando, de esta forma, el supuesto de dependencia entre la BR y el reclutamiento. Como se dijo anteriormente, al no incluirse información independiente de la pesca sobre la fracción de juveniles, las estimaciones del reclutamiento están condicionadas a la información que aportan los índices de abundancia y de la estructura de edades provenientes de las capturas comerciales, los cuales representan, mayoritariamente, a la fracción adulta de la población. Por lo tanto, dada la escasa información disponible sobre los reclutas en las composiciones por edad provenientes de la pesca, existe incertidumbre asociada a los valores de reclutamiento estimados por el modelo y en las proyecciones de abundancia futuras.

La BR del último año del período de diagnóstico (BR_{2021}) se encontró, en términos medios, en valores cercanos al PBRO en todos los escenarios. En este punto, cabe tener presente que, además de las dificultades e incertidumbres mencionadas en las estimaciones del reclutamiento y en las series de CPUE estandarizadas consideradas como índices representativos de la abundancia, procedentes de la flota palangrera y arrastrera, existen externalidades, recientemente analizadas, capaces de afectar seriamente la salud del recurso. En tal sentido, se



han sugerido a las Autoridades Nacionales ciertas medidas de manejo relacionadas con la protección de la fracción adulta de la población, resultantes en el establecimiento de un período de veda, de julio a septiembre para la pesca de la especie en el APJMN (Martínez et al. 2019, Resolución CFP N°12/2019).

Cabe mencionar que si bien el PBRO aquí empleado (30% de la BR_v), ha sido ampliamente utilizado sobre otros recursos demersales en la bibliografía tanto nacional como internacional, actualmente, este criterio está siendo discutido a nivel mundial, adoptando valores del 40% o incluso superiores, más consistentes con el Rendimiento Máximo Sostenible (RMS). Particularmente, esto ocurre en especies longevas y de crecimiento lento, con baja fecundidad tal como la merluza negra, dado su menor resiliencia con respecto a especies menos longevas y de crecimiento más rápido. En función de ello, es probable que en un futuro se requiera un cambio en el nivel del PBRO actualmente utilizado a fin de permitir el mantenimiento de la abundancia de reproductores cercana a niveles de mayor seguridad biológica. Dicho cambio, podría ser implementado en forma gradual, podría implicar, inicialmente, cierta disminución de la Captura Biológicamente Aceptable tal como lo demuestran los análisis llevados a cabo en este informe con los PBR objetivos alternativos (PBRO A1 y PBRO A2).

Conclusiones

El modelo de evaluación, en todos los escenarios, presentó un buen ajuste a todos los índices de abundancia globales y, de igual forma, a las composiciones de longitudes convertidas a edades en las capturas.

La tendencia de las biomazas total y reproductiva fue, durante el período considerado, en general, decreciente en todos los escenarios considerados, siguiendo la tendencia de los índices de abundancia.

Los ajustes de los modelos en todos los escenarios respondieron al decrecimiento de ambas series de índice de CPUE (CPUE 4 Arr. y CPUE 5 Arr.) en los últimos años, particularmente en el año 2021 respecto del previo, mostrando una disminución de la abundancia relativamente acentuada hacia el final del período (2015-2021). Los reclutamientos estimados por el modelo podrían contener cierto sesgo debido a la falta de información independiente de la pesca sobre la fracción juvenil de la población, producto de la restricción de la captura a profundidades de pesca mayores a 800 m, donde es poco probable que se capturen individuos juveniles. Si bien se realizó, durante los últimos años, una serie de campañas de investigación con buques comerciales, con la finalidad de construir un índice independiente que refleje la abundancia de juveniles de merluza negra, por el momento la información disponible se considera limitada y su tratamiento se encuentra sujeto a análisis.

Sobre la base de los datos disponibles, el modelo estimó una biomasa reproductiva en el año 2021 que representó alrededor de un 30% de aquella estimada en el estado virgen para todos los escenarios, ubicándose, en términos medios, cerca del PBRO, y bien por sobre el PBRL del 20% de la biomasa reproductiva virgen.

Se consideró que una disminución de la cobertura por parte de los observadores a bordo de mareas dirigidas impidió contar con más información para la estandarización de la CPUE de la flota, quizás sesgando a los índices provenientes del arrastre, sin descartar un efecto combinado de disminución real de la abundancia poblacional.

A modo de resumen, se presentan en la Tabla 8 las CBA_{2023} estimadas para los distintos escenarios y PBR planteados. Se destacan en importancia los valores de CBA_{2023} correspondientes al PBRO tradicional utilizado del 30% de la BR_v y los valores de CBA_{2023}



correspondientes a los escenarios que asumieron un valor de h tradicionalmente utilizado de 0,60.

Tabla 8. Resumen de las Capturas Biológicamente Aceptables para el año 2023 (CBA_{2023}) en función de los Puntos Biológicos de Referencia Objetivo (PBRO), Límite (PBRL), Objetivo Alternativo 1 (PBRO A1) y Objetivo Alternativo (PBRO A2) evaluados en el largo plazo (a 30 años) para los cuatro escenarios. Se resalta en negrita la CBA_{2023} asociada al PBRO tradicional utilizado, para cada escenario, y en fondo de color marrón claro las CBA_{2023} correspondientes a escenarios que asumieron el valor de h de 0,60 tal como en evaluaciones previas.

PBR:	PBRL (0,20BR _v)	PBRO (0,30BR _v)	PBRO A1 (0,35BR _v)	PBRO A2 (0,40BR _v)
Escenario: \ Nivel de riesgo:	0,10	0,10	0,10	0,50
1 (CPUE 4 Arr.; $h=0,60$):	4.415	2.958	2.399	2.894
2 (CPUE 4 Arr.; $h=0,75$):	5.709	3.787	3.113	3.715
3 (CPUE 5 Arr.; $h=0,60$):	4.279	2.867	2.337	2.815
4 (CPUE 5 Arr.; $h=0,75$):	5.546	3.682	3.031	3.624

Las CBA_{2023} asociadas a los PBR planteados resultaron más bajas (más precautorias) en los escenarios que consideraron un menor valor del parámetro h , de 0,60 (escenarios 1 y 3), que asumieron menor resiliencia del recurso y, viceversa, las CBA_{2023} de los escenarios con h de 0,75 (escenarios 2 y 4) fueron más elevadas (menos precautorias), que asumieron una mayor resiliencia.

En todos los escenarios, las CBA_{2023} asociadas al PBRO A1 (35% de la BR_v con 90% de probabilidad) resultaron menores que las asociadas al PBRO (30% de la BR_v con 90% de probabilidad), y las CBA_{2023} asociadas al PBRO A2 (40% de la BR_v con 50% de probabilidad) fueron similares a las del PBRO. Por lo tanto, superar el 40% de la BR_v con una probabilidad del 50% sería, prácticamente, equivalente a superar el 30% de la BR_v con una probabilidad del 90%. La CBA_{2023} que permitiría alcanzar tanto el PBRO como el PBRO A2 se encontraría en el rango de las 2.815-2.958 t para los escenarios que asumieron un h de 0,60 (escenarios 1 y 3) y en 3.624-3.787 t para los escenarios que asumieron h de 0,75 (escenarios 2 y 4).

Prácticamente, no existieron diferencias entre los valores estimados de CBA_{2023} correspondientes a los distintos índices de arrastre (índice de CPUE 4 Arr. y CPUE 5 Arr.) para un mismo valor de h .

Dado que la cobertura de los observadores a bordo disminuyó durante los últimos años del período considerado, los índices de abundancia derivados de la CPUE de arrastre aquí utilizados, y las CBA_{2023} asociadas a los distintos PBR evaluados, en todos los escenarios, podrían contener cierta incertidumbre asociada a dichos años.

En función de los valores obtenidos de CBA_{2023} para los distintos escenarios y PBR planteados, y reconociendo aún la existencia de incertidumbre en la estimación del índice de abundancia estandarizado proveniente de la flota arrastrera y de la estimación de los reclutamientos, **se recomienda que la Captura Máxima Permisible (CMP) de la merluza negra en el total del Atlántico Sudoccidental, para el año 2023, se encuentre en el rango de las 2.867-2.958 toneladas si se asumiera un h de 0,60 (escenario más precautorio) o en el rango de las 3.682-3.787 toneladas si se asumiera un h de 0,75 (escenario menos precautorio), a fin de cumplir, en el largo plazo, con el PBRO del 30% de la biomasa reproductiva virgen.** Cabe destacar que el diagnóstico resultó en una tendencia decreciente de la abundancia estimada durante los últimos cinco años del período 1980-2021 en todos los escenarios planteados. Es

importante resaltar que lo sugerido se define en función de la consideración de un único efectivo en el Atlántico Sudoccidental (ASO) que comprende la totalidad de las capturas obtenidas de merluza negra en el área, tanto por la flota argentina como por aquella extranjera que opera ilegalmente alrededor de las Islas Malvinas. Ese es el esquema aplicado a las evaluaciones hasta tanto no se resuelva la segregación de los distintos *stocks* presentes en el ASO. Debe tenerse en cuenta que, de esta forma, las capturas totales llevadas a cabo por las distintas flotas que operan en el área, exceden la capacidad de producción anual del recurso en el ASO, resultando excesivas para que se logre mantener, con un 90% de probabilidad, la biomasa por encima del PBRO actualmente utilizado.

Como se indicó en evaluaciones anteriores (Di Marco et al. 2020b, 2021b), resulta importante reiterar que la actual estrategia de explotación, basada mayoritariamente en el accionar de la flota arrastrera en un área muy pequeña respecto de la totalidad de la distribución de la especie, podría no resultar favorable en el mediano-largo plazo. La casi inexistente operación de buques palangreros condicionó que la captura esté limitada a las áreas apropiadas sólo para el arrastre, dejando aquellas que históricamente eran visitadas por los buques con ese tipo de arte de pesca, como las ubicadas en el talud entre los 34° y los 47° S. Continuar con una explotación restringida casi exclusivamente a los tres cuadrángulos que componen el APJMN, la cual, durante los últimos años, representó el área con más del 90% de la captura total (Troccoli y Martínez 2018, 2019; Martínez y Troccoli 2020) podría llevar a sesgos en el índices de abundancia y, por ende, en la estimación del tamaño poblacional, producto de la extracción pesquera en un área reducida y de la movilidad promedio limitada de la especie (Waessle y Martínez 2018, Troccoli et al. 2022), lo que puede producir fenómenos transitorios de agotamiento local. Ante esto, cobra vital importancia para la pesquería, la habilitación de la pesca en los sectores de las Áreas Marinas Protegidas Namuncurá/Banco Burdwood I y II y Yaganes, para lo cual resulta necesaria la elaboración y puesta en práctica de los planes de manejo pesquero correspondientes. La falta de definición al respecto atenta sobre los actuales caladeros habilitados de la especie, dado que produce una concentración del esfuerzo en áreas muy limitadas cuyo efecto deberá ser evaluado en el corto plazo.

Respecto de la administración de la pesquería, se aconseja, por un lado, continuar con las medidas de manejo oportunamente establecidas, manteniendo el esquema que recientemente incorporó medidas tendientes a la protección de la fracción adulta de la población en el momento de la reproducción y, por el otro, cubrir la observación de la totalidad de los viajes realizados por buques dirigidos a la especie.

Bibliografía

- Beddington JR, Cooke JR. 1983. The potential yield of previously unexploited stocks. FAO Fish.Tech.Pap.242:47 p
- Belchier M. 2004. The age structure and growth rate of Patagonian toothfish (*Dissostichus eleginoides*) at South Georgia. CCAMLR WG-FSA 04/86.
- Bertalanffy L Von.1938. A quantitative theory of organic growth. *Human Biology* 10: 181-213.
- Beverton, RJH, Holt SJ. 1957. On the dynamics of exploited fish populations.U.K. Min. Agric. Fish.Food, Fish. Invest., (Ser. 2) 19: 533 p.
- Brandão A, Butterworth DS. 2005. A two-fleet ASPM assessment of the toothfish (*Dissostichus eleginoides*) resource in the Prince Edward Islands vicinity. Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources Document: WG-FSA-05/58.



- Brandão A, Butterworth DS. 2009. A proposed management procedure for the toothfish (*Dissostichus eleginoides*) resource in the Prince Edward Islands vicinity. *CCAMLR Science*, 16: 33–69.
- Butterworth DS, Punt AE. 1992. A review of some aspects of the assessment of western North Atlantic bluefin tuna. *Collve Vol. scient. Pap. int. Commn Conserv. Atl.*
- Cassia MC, Perrotta RG. 1996. Distribución, estructura de tallas, alimentación y pesca de la merluza negra (*Dissostichus eleginoides* Smith, 1898) en un sector del Atlántico Sudoccidental. INIDEP, Inf.Téc. N°17/1996 :24 pp.
- Clark W, Dorn M, Dunn M, Fernández C, Haddon M, Klaer N, Sissenwine M, Zhou S. 2014 Revisión de los puntos biológicos de referencia (Rendimiento Máximo Sostenible) en las pesquerías nacionales. Convenio II: “Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales año 2014”. Subsecretaría de Economía y Empresas de Menor Tamaño. Informe Final. IFOP, Noviembre de 2014. 51 p + Anexos.
- Collins M, Brickle P, Brown J, Mark B. 2010. The Patagonian Toothfish: Biology, Ecology and Fishery. *Ecology and Fishery*, 59, 227-300.
- Deriso RB, Quinn TJ, Neal PR. 1985. Catch age analysis with auxiliary information. *Can. J. Fish.Aquat. Sci.* 42(4): 815-824.
- Di Marco EJ, Troccoli G, Martinez PA. 2017a. Índice de abundancia de merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) derivado de la información de observadores a bordo de la flota comercial palangrera/cachalotera argentina. Período 2009-2015. Informe de Investigación DNI-INIDEP N° 27/2017. 14 pp.
- Di Marco EJ, Troccoli G, Martinez PA. 2017b. Estandarización de las tasas de captura de merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) observadas a bordo de la flota arrastrera argentina. Período 2010-2016. Informe de Investigación DNI-INIDEP N° 120/2017, 13 pp.
- Di Marco EJ, Martinez PA, Wöhler OC. 2017c. Abundancia y Estado de Explotación de la Merluza Negra (*Dissostichus eleginoides*) del Atlántico Sudoccidental. Recomendación de la Captura Biológicamente Aceptable Año 2018. Informe Técnico Oficial-INIDEP N° 40/2017. 30 pp.
- Di Marco EJ, Troccoli G, Martinez PA. 2018a. Índice de abundancia de merluza negra (*Dissostichus eleginoides*): estandarización de la CPUE de la flota palangrera/cachalotera argentina que operó durante el período 2009-2016. Informe de Investigación DNI- INIDEP N° 44/2018. 13 pp.
- Di Marco EJ, Troccoli G, Martinez PA, Wöhler OC. 2018b. Evaluación de la abundancia y estado de explotación de la merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) del Atlántico Sudoccidental. Recomendación de la Captura Biológicamente Aceptable año 2019. Informe Técnico Oficial-INIDEP N° 46/2018. 33 pp.
- Di Marco EJ, Troccoli G, Martinez PA. 2019a. Estandarización de la captura por unidad de esfuerzo de merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) derivada de la flota arrastrera argentina mediante la aplicación de un modelo lineal mixto. Período 2010-2017. Informe de Investigación DNI-INIDEP N° 65/19.
- Di Marco EJ, Troccoli G, Martinez PA. 2019b. Estandarización de las tasas de captura de merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) accesible a la flota arrastrera argentina que operó durante el período 2010-2018. Informe de Investigación N°90/2019.



- Di Marco EJ, Martinez PA, Wöhler OC, Troccoli G. 2019c. Evaluación de abundancia y estado de explotación de la merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) del Atlántico Sudoccidental durante el período 1980-2018. Captura Biológicamente Aceptable para el año 2020. Informe Técnico Oficial-INIDEP N° 043/2019. 33 pp.
- Di Marco EJ, Troccoli G, Martinez PA, Wöhler, OC. 2020a. CPUE estandarizada de merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) derivada de la flota arrastrera argentina. Período 2010-2019. Informe de Investigación N°81/2020. 19 pp.
- Di Marco EJ, Martinez PA, Wöhler OC, Troccoli G. 2020b. Evaluación de la abundancia y del estado de explotación de la merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) en el Atlántico Sudoccidental (período 1980-2019): recomendación de la Captura Biológicamente Aceptable para el año 2021. Informe Técnico Oficial-INIDEP N° 036/2019. 33 pp.
- Di Marco EJ, Troccoli G, Martinez PA, Wöhler, OC. 2021a. Estandarización de la CPUE de merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) proveniente de la flota arrastrera comercial argentina. Período 2010-2020. Informe de Investigación N°040/2021. 21 pp.
- Di Marco EJ, Wöhler OC, Martinez PA, Troccoli G. 2021b. Evaluación de la merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) del Atlántico Sudoccidental (período 1980-2020). Captura Biológicamente Aceptable. Año 2022. Informe Técnico Oficial-INIDEP N° 042/2021, 38 pp.
- Di Marco EJ, Troccoli G, Martinez PA, Wöhler, OC. 2022a en revisión. CPUE estandarizada de merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) proveniente de la flota arrastrera argentina durante el período 2010-2021. Informe de Investigación.
- Di Marco EJ, Troccoli G, Martinez PA, Wöhler, OC. 2022b en revisión. Aproximación al Rendimiento Máximo Sostenible de la merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) del Atlántico Sudoccidental. Informe de Investigación.
- Efron B. 1981. Nonparametric estimates of standard error: the jackknife, the bootstrap and other methods. *Biometrika*, 68(3): 589-599.
- FIG (Falkland Islands Government). 2021. Fisheries Department Fisheries Statistics, Volume 26, 2021: 98 pp. Stanley, FIG Fisheries Department.
- Francis RICC. 1992. Use of risk analysis to assess fishery management strategies: a case study using orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*) on the Chatham Rise, New Zealand. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49(5): 922-930.
- Francis RICC. 2011. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 68 (2011), pp. 1124-1138.
- Francis RICC. 2016. Revisiting data weighting in fisheries stock assessment models. *Fisheries Research*. DOI: 10.1016/j.fishres.2016.06.006.
- Gorini F, Lukaszewicz G, Giussi AR. 2021. Actualización de la Estadística Pesquera de Peces Demersales Australes en el Atlántico Sudoccidental (Periodo 2008-2020). Informe Técnico N°27/2021, 64 pp.
- Gorini F, Lukaszewicz G. 2022 en revisión. Actualización de la Estadística Pesquera de Peces Demersales Australes en el Atlántico Sudoccidental (Periodo 2009-2021). Informe Técnico.
- Hilborn R. 1990. Estimating the parameters of full age-structured models from catch and abundance data. *Bull. Int. N. Pac. Fish. Commn* 50: 207-213.



- Horn PL. 2002. Age and Growth of Patagonian toothfish (*Dissostichus eleginoides*) and Antarctic toothfish (*Dissostichus mawsoni*) in waters from the New Zeland Subantarctic to the Ross Sea, Antarctica. Fisheries Reserch, 56, 275-287.
- Martinez PA., Hernandez D, Wöhler OC. 2011. Análisis de los índices de abundancia de merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) derivados de la información de los observadores y de la estadística oficial. Informe Investigación INIDEP N° 00/11: 14 pp.
- Martinez PA, Wöhler OC. 2005. La pesquería argentina de merluza negra durante el año 2004. Informe Interno INIDEP N 01/05. 18 pp.
- Martinez PA, Wöhler OC. 2006. Estimación de la abundancia y el potencial pesquero durante el período 1986-2005 de la merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) del Atlántico Sudoccidental. Informe Interno INIDEP N° 30/06. 30 pp.
- Martinez PA, Wöhler OC. 2007. Estimación de la abundancia y el potencial pesquero de la merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) del Atlántico Sudoccidental. Periodo 1986-2006. Informe Interno INIDEP N° 42/07. 33 pp.
- Martinez PA, Wöhler OC. 2008. Estimación de la abundancia de la merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) del Atlántico Sudoccidental y recomendaciones de capturas biológicamente aceptables. Periodo 1986-2007. Informe Interno INIDEP N° 60/08. 33 pp.
- Martinez PA, Wöhler OC. 2010 a. La pesquería de merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) en el Atlántico Sudoccidental. Año 2009. Informe Interno INIDEP N° 03/10. 10 pp.
- Martinez PA, Wöhler OC. 2010 b. Estimación de la abundancia y el potencial pesquero de la merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) del Atlántico Sudoccidental. Periodo 1986-2009. Informe Interno INIDEP N° 19/10. 34 pp.
- Martinez PA, Wöhler OC. 2011. Estimación de la abundancia y el potencial pesquero de la merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) del Atlántico Sudoccidental. Periodo 1986-2010. Informe Interno INIDEP N° 32/11. 27 pp.
- Martinez PA, Wöhler OC. 2011. Estimación de la abundancia y el potencial pesquero de la merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) del Atlántico Sudoccidental. Periodo 1986-2010. Informe Interno INIDEP N° 32/11. 27 pp.
- Martinez PA, Wöhler OC. 2012. Estimación de la Abundancia y Recomendación de la Captura Biológicamente Aceptable de Merluza Negra (*Dissostichus eleginoides*) para el Año 2013 Informe Interno INIDEP N° 32/12. 25 pp.
- Martinez PA, Wöhler OC. 2013. Estimación de la Abundancia y Recomendación de la Captura Biológicamente Aceptable de Merluza Negra (*Dissostichus eleginoides*) para el Año 2014 Informe Interno INIDEP N° 31/13. 27 pp.
- Martínez PA, Di Marco EJ, Wöhler OC, Troccoli G. 2016. Diagnóstico del Estado de Explotación de la Merluza Negra (*Dissostichus eleginoides*) del Atlantico sudoccidental. Recomendación de la Captura Biológicamente Aceptable año 2017. Informe Técnico Oficial-INIDEP N° 53/2016. 25 pp.
- Martínez PA, Wöhler, O, Troccoli G, Di Marco E. 2019. Sugerencia de establecimiento de una veda estacional y medidas adicionales para resguardar a la fracción adulta y el proceso reproductivo de merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) en el área de protección de juveniles de la especie. Informe Técnico Oficial INIDEP (en revisión en la DNI).
- Martínez PA, Wöhler, O, Troccoli G, Di Marco E. 2019. Factores de riesgo en la consecución del punto biológico de referencia objetivo y sostenibilidad de la pesquería argentina de



- merluza negra (*Dissostichus eleginoides*). Informe Técnico Oficial INIDEP (en revisión en la DNI).
- Martinez PA, Troccoli G. 2020. Síntesis de la pesquería argentina de merluza negra (*Dissostichus eleginoides*). AÑO 2019. Informe Técnico Oficial N° 33/2020. 10 pp.
- Polachek T, Hilborn R, Punt AE. 1993. Fitting surplus production models: comparing methods and measuring uncertainty. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50: 2597-2607.
- Prenski IB. 2000. Merluza negra (*Dissostichus eleginoides*). Págs. 81-92. En: Bezzi, S, Akselman, R. & Boschi, E. (Eds.). Síntesis del estado de las pesquerías marítimas argentinas y de la Cuenca del Plata. Años 1997-1998, con una actualización de 1999. Publicaciones especiales. INIDEP, Mar del Plata. 388 pp.
- Prenski IB, Almeyda SM. 2000. Some biological aspects relevant to Patagonian Toothfish (*Dissostichus eleginoides*) exploitation in the Argentine exclusive economic zone and adjacent ocean sector. *Frente Marítimo*, Vol 18 (A): 103-124.
- Punt AE. 1994. Assessments of the stocks of cape hakes *Merluccius* spp. Off South Africa. *S. Afr. J. Mar. Sci.*, 14: 159-186.
- Punt AE, Japp DW. 1994. Stock assessment of the kingklip *Genypterus capensis* of South Africa. *S. Afr. J. mar. Sci.* 14: 133-149.
- Punt A.E., Butterworth DS, Penney AJ. 1995. Stock Assessment and risk analysis for the South Atlantic population of Albacore *Thunnus alalunga* using an age-structured production model. *S. Afr. J. Mar. Sci.*, 16: 287-310.
- SAGyP (Secretaría de Agricultura Ganadería y Pesca). 2022. http://www.minagri.gob.ar/sitio/areas/pesca_maritima/desembarques/
- Skeljo F, Lee B, Winter A. 2022. 2021 Stock assessment report for Patagonian toothfish (*Dissostichus eleginoides*). Fisheries Report SA-2021-TOO. Fisheries Department, Directorate of Natural Resources, Falkland Islands Government, Stanley, Falkland Islands. 44 p.
- Thorson JT, Johnson KF, Methot RD, Taylor IG. 2017. Model-based estimates of effective sample size in stock assessment models using the Dirichlet-multinomial distribution, In *Fisheries Research*, Volume 192, 2017, Pages 84-93, ISSN 0165-7836, <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2016.06.005>.
- Troccoli G, Martinez PA. 2018. Síntesis de la pesquería de merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) en el espacio marítimo argentino. AÑO 2017. Informe Técnico Oficial N° 24/18. 9 pp.
- Troccoli G, Martinez PA. 2019. Síntesis de la evolución de la pesquería de merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) en el espacio marítimo argentino. AÑO 2018. Informe Técnico Oficial N° 36/19. 9 pp.
- Troccoli G, Martínez PA, Di Marco E, Wöhler OC. 2021. Síntesis de la pesquería argentina de merluza negra (*Dissostichus eleginoides*). Período 2000-2020. Inf. Téc. Of. INIDEP N° 20/2021. 11 p.
- Troccoli G, Martínez PA, Wöhler OC, Di Marco EJ. 2022. Análisis de la información biológico-pesquera en la pesquería argentina de merluza negra (*Dissostichus eleginoides*). Año 2021. Inf. Téc. Of. INIDEP N° 50/2022. 9 pp.
- Troccoli GH, Martínez PA, Di Marco EJ, Waessle JA, Wöhler OC. 2022. Análisis de los patrones migratorios de merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) en el Atlántico



- Sudoccidental a través del programa de marcado y recaptura llevado a cabo a bordo de la flota argentina. Inf Invest INIDEP 26/2022. 24 pp.
- Waessle JA, Martínez PA. 2018. Resultados del programa de marcado de merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) en el Atlántico Sudoccidental, 2004-2017. Informe de Investigación N° 085/18. 20 pp.
- Wöhler OC. 2003. Estimación de índices de abundancia de polaca (*Micromesistius australis*) a partir de la captura por unidad de esfuerzo de buques surimeros argentinos en el período 1992-2002. Informe interno INIDEP N° 21/03. 13 pp.
- Wöhler OC, Hansen JE. 2003 a. Evaluación de merluza de cola (*Macruronus magellanicus*) en el Atlántico Sudoccidental. Período 1985 y 2002. Informe interno INIDEP 34/03. 23 pp.
- Wöhler OC, Hansen JE. 2003 b. Evaluación de polaca (*Micromesistius australis*) en el Atlántico Sudoccidental. Período 1987 y 2002. Informe interno INIDEP 48/03. 17 pp.
- Wöhler OC, Hansen JE, Cordo HD. 2001 b. Índices de abundancia de merluza de cola (*Macruronus magellanicus*) derivados de la flota comercial argentina en el período 1995-2000. Informe Interno INIDEP N° 21/01. 7 pp.
- Wöhler OC, Hansen JE, Cassia MC, Cordo HD. 2002 b. Evaluación de polaca (*Micromesistius australis*) en el Atlántico Sudoccidental. Período 1987-2001. Informe Interno INIDEP 30/02. 18 pp.
- Wöhler OC, Hansen JE, Giussi AR, Cordo HD. 2002 c. Evaluación de merluza de cola (*Macruronus magellanicus*) en el Atlántico Sudoccidental. Período 1985-2001. Informe Interno INIDEP 27/02: 23 pp.
- Wöhler OC, Martínez PA, Marí N. 2002 a. Estimación de índices de abundancia relativa de merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) en el Mar Argentino. Informe Interno INIDEP 13/02. 35pp.
- Wöhler OC, Martínez PA. 2004. Análisis de la pesquería argentina de merluza negra durante el año 2003. Inf. Téc. Int. INIDEP 4/04. 24 pp.
- Wöhler OC, Martínez PA, HANSEN JE. 2004a. Estimación de la abundancia de merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) en el Atlántico Sudoccidental mediante la aplicación de un modelo de producción de biomasa estructurado por edades. Informe Interno INIDEP 13/04. 25 pp.
- Wöhler OC, Martínez PA, HANSEN JE. 2004b. Estimación de la abundancia y el potencial pesquero de la merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) en el Atlántico Sudoccidental. Informe Interno INIDEP 65/04. 32 pp.
- Wöhler OC, Martínez PA. 2005. Estimación de la abundancia y el potencial pesquero de la merluza negra (*Dissostichus eleginoides*) en el Atlántico Sudoccidental período 1986-2004. Informe Interno INIDEP 15/05. 32 pp.
- Wöhler OC, Martínez PA. 2006. A proposal methodology to assess the Patagonian toothfish stock abundance at CCAMLR Subarea 48.3 using ASPM. WG-FSA-59/2006. 15 pp.
- Wöhler OC, Martínez PA, Aubone A. 2005 a. Exploring the ASPM as an alternative method to estimate the Patagonian toothfish biomass at CCAMLR Subarea 48.3 WG-FSA-SAM-05/05. 25 pp.
- Wöhler OC, Martínez PA, Aubone A. 2005 b. Reviewing the age structured production model (ASPM) as an alternative method to estimate the Patagonian toothfish biomass at CCMLR subarea 48.3. 8. WG-FSA-73/05. 18 pp.