

**EVALUACIÓN DEL EFECTIVO DE ABADEJO
(*Genypterus blacodes*) EN EL ATLÁNTICO
SUDOCCIDENTAL (PERÍODO 1980-2021).
CAPTURA BIOLÓGICAMENTE ACEPTABLE
PARA EL AÑO 2022 Y PROVISORIA PARA EL
AÑO 2023**

Emiliano J. Di Marco

El presente trabajo ha sido aprobado para su publicación el 18-04-2022 por NOTA GDE Nro. NO-2022-37247633-APN-DNI#INIDEP

Citar como:

Di Marco Emiliano. 2022 EVALUACIÓN DEL EFECTIVO DE ABADEJO (*Genypterus blacodes*) EN EL ATLÁNTICO SUDOCCIDENTAL (PERÍODO 1980-2021). CAPTURA BIOLÓGICAMENTE ACEPTABLE PARA EL AÑO 2022 Y PROVISORIA PARA EL AÑO 2023. Inf Tec Oficial INIDEP N° 035/22, 39 pp.





EVALUACIÓN DEL EFECTIVO DE ABADEJO (*Genypterus blacodes*) EN EL ATLÁNTICO SUDOCCIDENTAL (PERÍODO 1980-2021). CAPTURA BIOLÓGICAMENTE ACEPTABLE PARA EL AÑO 2022 Y PROVISORIA PARA EL AÑO 2023

Emiliano J. Di Marco

Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP)

Resumen ejecutivo

El desembarque de abadejo (*Genypterus blacodes*) en el Atlántico Sudoccidental y de Argentina se redujo un 56 y 71%, respectivamente, durante los últimos ocho años (2012-2020). Dicha reducción habría estado directamente relacionada con la entrada en vigencia de las medidas establecidas para reducir el esfuerzo dirigido a la especie que consistieron en limitar la captura por viaje (Resoluciones CFP N° 25/2012, 03/2013 y 09/18), disminuir de la Captura Máxima Permisible (CMP) y prohibir la captura por arrastre en las áreas comúnmente denominadas como “pozos de abadejo” hasta tanto se evidenciaran signos de recuperación (Resoluciones CFP N° 06/2017 y 10/2017).

La evaluación de la abundancia del recurso abadejo del Atlántico Sudoccidental, durante el período 1980-2021, se realizó empleando un Modelo Estadístico de Captura a la Edad (SCAA). Dicha evaluación se efectuó suponiendo equilibrio virgen (sin pesca) en un estado previo, e independiente, al inicio del período de explotación. La biomasa en el año inicial (1980) se asumió como conocida, producto de las estimaciones de abundancia obtenidas de campañas realizadas durante los años 1978 y 1979. Los reclutamientos correspondientes al período 1981-2020 se estimaron suponiendo una relación stock-recluta de Beverton & Holt (1957) con la adición de un término de error a ser estimado.

El ajuste del modelo de evaluación se realizó a partir de cuatro índices de abundancia relativa independientes entre sí, tal como en la evaluación previa. Uno de los cuatro índices, derivado de las campañas de investigación realizadas durante el período 1995-2014, representó a la fracción reproductiva del efectivo, y los otros tres, originados a partir de la captura de la flota comercial que operó durante el período 1986-2020, representaron al efectivo explotable. De estos tres índices, dos derivaron de las flotas fresca y congeladora que operaron durante los períodos 1986-1997 y 1998-2008, respectivamente, y el restante únicamente de la flota fresca que operó durante el período 2009-2020. Además, se introdujo incertidumbre en las composiciones por edad, tanto en las capturas como en el número de reproductores por edad. El modelo se ajustó adecuadamente a los índices de abundancia y estructuras de edades, tanto de las campañas como de la flota. Durante la totalidad del período considerado (1980-2021), la tendencia general de la abundancia del recurso fue decreciente. Recientemente, se observó una estabilización de la abundancia con un leve aumento en los últimos años del período (2014-2021), aunque aún en un nivel relativamente bajo. Esta leve recuperación podría explicarse en función de la disminución del esfuerzo de pesca aplicado sobre la especie merluza común por la flota arrastrera. Según los resultados, las biomásas total (BT) y reproductiva (BR) en el año 2020 se estimaron en unas 72.692 y 40.214 t, respectivamente, y en el año 2021 se estimaron en 78.961 y 43.867 t, respectivamente. Este valor de BR representó un 11 y 12% en los años 2020 y 2021, respectivamente, de aquel estimado en el estado virgen (BR_v), ubicándose, en ambos años, por debajo del Punto Biológico de Referencia Límite (PBRL).

Según la relación stock-recluta, a pesar de la leve mejora de los últimos años, el recurso se ubicó cercano a la pendiente negativa, hacia el origen, lo cual indicaría que la capacidad reproductiva del recurso podría estar comprometida, con riesgo de sobrepesca de reclutamiento, tal como se evidenció en evaluaciones previas.



Dado que las BR_{2020} y BR_{2021} se encontrarían en un nivel por debajo de los PBR planteados ($PBRL=20$ y $PBRO=30\%$ de la BR_v), se proponen estrategias de recuperación de la BR a partir de las estimaciones de las CBA_{2022} dependiendo del objetivo que se desea alcanzar y el riesgo asumido en los plazos planteados. La estrategia precautoria más adecuada sería aquella que estableciera una CBA_{2022} de hasta 3.821 t, la cual permitiría alcanzar el PBRO en el largo plazo. Si se deseara alcanzar dicho objetivo en el mediano plazo, la CBA_{2022} debería ser nula. El PBRL podría ser alcanzado en dos años aproximadamente con la estrategia asociada al PBRO a largo plazo. Valores superiores que sobrepasaran las 5.900 t, en el mediano, o las 7.500 t, en el largo plazo, situarían al efectivo justo en el límite de seguridad biológica. El resumen de dichas estrategias se presenta en el siguiente cuadro:

PLAZO \ PBR	BR \geq PBRL ($PBRL=BR_{lim}=0,20BR_v$)		BR \geq PBRO ($PBRO=BR_{obj}=0,30BR_v$)	
	$f_{20\%}$	CBA_{2022}	$f_{30\%}$	CBA_{2022}
MP (7 años: 2027)	0,087	5.922	0,000	0
LP (16 años: 2036)	0,112	7.524	0,056	3.821

A partir del estado de explotación del efectivo de abadejo, diagnosticado como crítico, se sugiere una Captura Máxima Permisible (CMP) para el año 2022, no mayor a 3.821 toneladas, y una CBA provisoria para el año 2023 de igual magnitud. Es importante resaltar que dichos valores de captura se definieron, en función del enfoque precautorio, considerando un único efectivo de abadejo a partir del cual se obtiene la totalidad de las capturas en el Océano Atlántico sudoccidental.

A pesar de las recomendaciones dispuestas de reducción de captura por el Consejo Federal Pesquero a partir de diciembre de 2012, hasta el momento no se han observado señales claras de recuperación del estado del recurso, excepto un leve aumento en las estimaciones de la abundancia de los últimos años y una cierta disminución en la proporción de individuos juveniles en los muestreos de observadores a bordo. Se aconseja proseguir con el mismo esquema de medidas de manejo establecidas hasta el momento, tendiente a recuperar la BR a niveles por encima de ambos PBR en el mediano-largo plazo. Cabe aclarar que al ser una especie de longevidad media o media-elevada (unos 30 años), crecimiento lento, edad de primera madurez de casi cinco años y de resiliencia baja o baja-media, la recuperación de la biomasa reproductiva no sería inmediata. Por ello se sugiere:

- Continuar con la restricción de los cupos de captura de abadejo por buque y por viaje de pesca de 10 toneladas o un tres (3) por ciento de la captura total, lo que resulte menor (Resolución N° 09/18 del Consejo Federal Pesquero).
- Continuar con la prohibición de la pesca dirigida con redes de arrastre y otros artes, en las zonas donde se concentra casi en forma exclusiva, como en los sectores denominados “pozos” de abadejo, respetando la Resolución N° 06/17 del Consejo Federal Pesquero. En dichos sectores, el recurso es altamente vulnerable por su estado de agregación, y es recomendable no pescar hasta tanto se evidencien signos de recuperación.
- Profundizar en el conocimiento sobre la estructura de la captura mediante la optimización del muestreo y submuestreo de la especie a bordo de la flota merlucera fresca y congeladora por parte de los observadores del INIDEP.

Palabras Clave

abadejo (*Genypterus blacodes*), Atlántico Sudoccidental, evaluación de stock, Captura Biológicamente Aceptable.

Introducción



El abadejo (*Genypterus blacodes*) es una especie de hábito demersal-bentónico que se distribuye en el Atlántico Sudoccidental y Sudoriental así como también en el Pacífico Sudoriental y Sudoccidental. En el Atlántico Sudoccidental, habita aguas de la plataforma continental, entre los 35° y 55° S, y sus principales concentraciones se encuentran entre los 40° y 48° S, en profundidades que van de 50 a 300 m (Cordo 2004). La mayor concentración del recurso se observa en verano, detectándose, luego, más dispersa en el invierno. Los sectores latitudinales extremos comprendidos entre los 34° y 38° S, y los 50° y 55° S, presentan bajas densidades durante todo el año. Además, el abadejo habita en el Canal Beagle donde también es explotado comercialmente.

Es un desovante parcial asincrónico de baja fecundidad. El desove ocurre en la plataforma norpatagónica, entre los 42° y 47° S, y se extiende desde mediados de diciembre hasta comienzos de marzo (Cordo 2004). El Golfo San Jorge sería la principal área de desove y cría, con presencia de larvas, especialmente en marzo. Sammarone (2019) detectó hembras en actividad reproductiva entre 43° y 51°S, durante los meses de enero y febrero, con mayores rendimientos entre los 100 y 200 m de profundidad, y una concentración de hembras desovantes entre 44° y 48°S y entre 75 y 130 m de profundidad, parcialmente protegida dentro del Área de Veda Permanente de Juveniles de Merluza.

Es una especie longeva y de crecimiento lento. Los individuos pueden vivir hasta 30 años y alcanzar los 120 cm de longitud (Cordo 2004). La longitud de primera madurez, estimada en campañas de investigación de juveniles de merluza y prereclutas de calamar realizadas entre los años 1996 y 2001, se estimó en 70,5 cm, correspondiéndose con 5,25 años de edad (D'Atri 2006). La mortalidad natural, estimada mediante métodos indirectos con modelos bioanalógicos, rondaría entre valores de 0,15 y 0,24, proponiéndose un valor medio de 0,20 en modelos de evaluación (Cordo 1999).

Las capturas totales en el Océano Atlántico Sudoccidental, incluyendo tanto las argentinas como las obtenidas por buques extranjeros, aumentaron, gradualmente, de 6.700 t en el año 1980 hasta unas 35.000 t en el año 1990, cuando se registró el máximo histórico. Luego, disminuyeron a unas 20.000 t durante el período 1991-2011. Entre los años 2012 y 2020, la caída fue de un 56% y durante los cinco últimos años (2016-2020) rondaron, en promedio, en unas 6.800 t.

Hasta el año 2013 inclusive, la mayor parte de la captura correspondió a la flota argentina, dado que las mayores concentraciones del abadejo se encontraban dentro de la ZEE argentina. La captura argentina declarada disminuyó, aproximadamente, un 71% entre los años 2012 y 2020, de casi 16.000 t a unas 3.000 t (SAGyP 2021, Pisani 2019 y en revisión, Cadaveira en revisión). La correspondiente a la flota extranjera, que pescó por fuera de la ZEE y en aguas próximas a las Islas Malvinas, se mantuvo relativamente estable, alrededor de las 4.000 t. Entre los años 2017 y 2020, la fracción de captura de la flota argentina fue, en promedio, un 30% más baja que la extranjera. Esta última superó las 3.200 t durante la temporada 2019/2020.

El abadejo es capturado, en cantidades significativas, como fauna acompañante en la pesca de la merluza común, principalmente por buques arrastreros (Villarino 1997 y 1998, Cordo 1998). Casi el 78% de la captura argentina sería incidental (50% en la pesquería de la merluza común y 28% en otras pesquerías).

Históricamente, la mayor parte de la captura argentina fue producida por buques fresqueros, entre un 60 y 80%, siguiéndoles los buques congeladores, entre un 30 y 20% (Gorini et al. 2012, 2013, 2014, Gorini & Giussi 2016, Pisani, 2019, 2021, Cadaveira y Pisani 2021).



Los desembarques mostraron una clara estacionalidad, puesto que han sido significativamente mayores durante el primer trimestre, cuando las CPUE de la flota también fueron elevadas, con mayor cantidad de viajes dirigidos en el momento de mayor actividad reproductiva de la especie. En los años 2016 y 2017, la flota fresquera operó al este del Área de Veda Permanente de Juveniles de Merluza (AVPJM), entre 42° y 48° S, durante el primer trimestre del año, desplazándose al noreste de dicha área, entre los 40° y 44° S, durante los trimestres restantes (Pisani 2019, 2021, Cadaveira y Pisani 2021).

La fuerte reducción en los desembarques habría estado directamente relacionada con la entrada en vigencia de las medidas para reducir el esfuerzo dirigido al abadejo por medio de limitaciones a la captura por viaje de la especie (Resoluciones CFP N° 25/2012, 03/2013 y 09/18), la reducción de la Captura Máxima Permisible (CMP) y la prohibición de la captura por arrastre en las áreas comúnmente denominadas como “pozos de abadejo” hasta que se evidenciaron signos de recuperación (Resoluciones CFP N° 06/2017 y 10/2017).

En este informe, se realizó una evaluación del estado del recurso abadejo (*Genypterus blacodes*) correspondiente al período 1980-2020. Para ello, se empleó un modelo Estadístico de Captura a la Edad (MECE) o *Statistical Catch-at-Age Model* (SCAA, por sus siglas en inglés), que incorpora incertidumbre (error) tanto en las capturas por edad como en los reclutamientos.

Materiales y métodos

Fuentes de información

Serie de capturas anuales totales

Las capturas totales desembarcadas entre 1980 y 2020 fueron obtenidas por las flotas pesqueras de Argentina, Uruguay y otros países que operaron en el Atlántico Sudoccidental (Tabla 1, Figura 1). Las fuentes de información consultadas fueron las estadísticas de captura de la Dirección Nacional de Pesca y Acuicultura de Argentina, los desembarques del área del Tratado de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo (CTMFM) correspondientes a Uruguay, los anuarios estadísticos de FAO en el denominado Área 41, y las estadísticas de captura de las flotas extranjeras que operan en el área de Islas Malvinas. Los desembarques de capturas extranjeras (“Otros”) informados por FAO están actualizados solamente hasta el año 2019 inclusive. Por lo tanto, en los años 2020 y 2021, los correspondientes a “Otros” se supusieron idénticos al publicado en el 2019.

Los desembarques argentinos utilizados en el año 2021 se tomaron como nominales desde enero hasta noviembre inclusive (SAGyP 2021, Tabla 1). Al no disponer de la información actualizada al momento de realización del presente informe, los desembarques correspondientes a diciembre del año 2021 se estimaron suponiendo los mismos valores que en dicho mes del año 2020. Además, los desembarques correspondientes a Uruguay en el área del Tratado de la CTMFM se consideraron idénticos a los del año 2020.



Tabla 1. Desembarques anuales (t) de abadejo en el Atlántico Sudoccidental (área 41 de FAO) e índices de abundancia utilizados en el modelo de evaluación. Los valores medios de los índices correspondientes a la flota comercial (If1, If2 y If3) y campaña de investigación (Icam) se expresaron en kg/h. Se muestran los coeficientes de variación asociados a los índices de flota (cvf1, cvf2 y cvf3) y campaña de investigación (cvcam). *: los desembarques argentinos para diciembre del año 2021 se consideraron idénticos a los valores de 2020. **: los desembarques uruguayos para el año 2021 se consideraron idénticos a los del año 2020. ***: el desembarque de la flota extranjera (“Otros”) de los años 2020 y 2021 se consideraron idénticos a los del año previo (2019) al no disponer la FAO de dicha información actualizada.

Año	Argentina	Uruguay	Otros	Total	If1	cvf1	If2	cvf2	If3	cvf3	Icam	cvcam
1980	6.561	161	0	6.722	-	-	-	-	-	-	-	-
1981	4.346	282	69	4.697	-	-	-	-	-	-	-	-
1982	8.820	142	17	8.979	-	-	-	-	-	-	-	-
1983	9.291	672	0	9.963	-	-	-	-	-	-	-	-
1984	3.894	416	0	4.310	-	-	-	-	-	-	-	-
1985	9.208	905	20	10.133	-	-	-	-	-	-	-	-
1986	14.363	1.626	186	16.175	115,04	0,40	-	-	-	-	-	-
1987	15.276	2.443	610	18.329	111,02	0,47	-	-	-	-	-	-
1988	17.307	632	1.837	19.776	92,11	0,38	-	-	-	-	-	-
1989	20.798	290	852	21.940	85,60	0,42	-	-	-	-	-	-
1990	34.096	363	885	35.344	68,00	0,37	-	-	-	-	-	-
1991	18.124	797	971	19.892	77,77	0,30	-	-	-	-	-	-
1992	24.168	1.105	1.417	26.690	68,41	0,27	-	-	-	-	-	-
1993	26.003	1.645	1.093	28.741	54,69	0,25	-	-	-	-	-	-
1994	21.720	436	657	22.813	53,94	0,22	-	-	-	-	-	-
1995	23.265	105	1.517	24.887	43,83	0,18	-	-	-	-	173,18	0,20
1996	22.094	43	1.632	23.769	33,34	0,18	-	-	-	-	140,21	0,20
1997	21.930	41	1.256	23.227	28,73	0,16	-	-	-	-	92,92	0,20
1998	25.109	86	2.204	27.399	-	-	26,24	0,29	-	-	104,35	0,20
1999	21.649	206	2.708	24.563	-	-	27,53	0,32	-	-	85,12	0,20
2000	15.166	368	1.987	17.521	-	-	27,31	0,33	-	-	107,89	0,20
2001	19.633	756	2.313	22.702	-	-	37,41	0,32	-	-	78,99	0,20
2002	17.794	569	1.349	19.712	-	-	40,97	0,32	-	-	51,84	0,20
2003	14.601	215	1.634	16.450	-	-	31,70	0,31	-	-	-	-
2004	17.101	257	1.935	19.293	-	-	28,14	0,28	-	-	-	-
2005	18.605	189	2.490	21.284	-	-	32,47	0,30	-	-	109,40	0,20
2006	20.580	101	3.208	23.889	-	-	34,74	0,28	-	-	91,25	0,20
2007	20.609	153	3.876	24.638	-	-	30,16	0,28	-	-	36,80	0,20
2008	17.558	107	2.390	20.055	-	-	25,23	0,27	-	-	-	-
2009	16.694	42	3.802	20.538	-	-	-	-	20,53	0,28	54,20	0,20
2010	16.357	119	4.379	20.855	-	-	-	-	13,05	0,29	-	-
2011	16.276	221	4.672	21.169	-	-	-	-	15,88	0,29	-	-
2012	10.112	71	4.287	14.470	-	-	-	-	12,26	0,31	39,18	0,20
2013	6.695	33	4.179	10.907	-	-	-	-	18,11	0,31	-	-
2014	5.738	59	5.980	11.777	-	-	-	-	19,24	0,31	9,30	0,20
2015	5.238	33	4.842	10.113	-	-	-	-	11,48	0,32	-	-
2016	3.299	3	3.730	7.032	-	-	-	-	7,90	0,32	-	-
2017	2.999	39	4.118	7.156	-	-	-	-	14,13	0,31	-	-
2018	3.610	70	4.533	8.213	-	-	-	-	20,58	0,29	-	-
2019	2.005	160	3.243	5.407	-	-	-	-	16,58	0,30	-	-
2020	2.932	89	***3.243	6.264	-	-	-	-	18,00	0,29	-	-
2021	*2.724	**89	***3.243	6.056	-	-	-	-	-	-	-	-

Biomasa media anual del efectivo a comienzos del año 1980

Se contó con la información de la biomasa media anual estimada a partir de las campañas de los BIP “Walther Herwig” y “Shinkai Maru” realizadas durante los años 1978 y 1979, respectivamente (Otero et al. 1983). El valor de biomasa estimado en dichas campañas fue de unas 246.000 t, con intervalos de confianza inferior y superior de 215.000 y 277.000 t, respectivamente, con un coeficiente de variación porcentual de un 6% ($cv=0,06$). El valor medio mencionado y su cv asociado se utilizaron a fin de ajustar y “anclar” la biomasa inicial estimada por el modelo a comienzos del período de explotación considerado (BT_{1980}).

Índices de abundancia de la fracción del efectivo accesible a la flota comercial

Se utilizaron tres índices de abundancia relativa derivados de la flota comercial considerados en distintos períodos, con capturabilidades diferentes, estandarizados por medio de modelos estadísticos lineales a partir de la serie de capturas y esfuerzos (CPUE, en kg/h) registrados en la estadística oficial (Tabla 1). La consideración de la independencia entre dichos índices se basó sobre el cambio en las áreas de pesca de la flota, debido al efecto combinado de la disposición que obligó a los buques congeladores merluceros a desplazarse al sur de los 48°S, del establecimiento, en el año 1997, del AVPJM, su ampliación y modificaciones a partir de 1998, la cual protege a una fracción del área de distribución de la biomasa reproductiva del efectivo de abadejo, y de la implementación del sistema de Cuotas Individuales Transferibles de Captura (CITC) para el recurso merluza común (Irusta & Simonazzi 2014, Irusta 2016).

Los dos primeros índices resultaron de la división, en dos períodos, de la serie anual estandarizada de CPUE (Di Marco y Pisani 2020, Di Marco et al. 2020 y 2021, Di Marco 2016, 2018, 2019 y 2021) mediante un modelo lineal general con aproximación Delta (MLG-Delta) derivada de buques arrastreros, tanto fresqueros como congeladores, que operaron a partir de 1986 inclusive. La primera serie abarcó el período 1986-1997 (índice 1: If1), previo al establecimiento del AVPJM, y la segunda se consideró durante el período 1998-2008 (índice 2: If2), cuando la mencionada área estuvo en plena vigencia y sujeta a distintas modificaciones. La serie restante, considerada durante el período 2009-2020 (índice 3: If3), comprendió un período con escasas modificaciones del AVPJM y provino de la aplicación de un modelo lineal general mixto con aproximación Delta (MLGM-Delta) construido a partir de la información de la flota fresquera arrastrera que operó durante dicho lapso (Irusta 2016, Di Marco et al. 2021, Pisani 2021) (Tabla 1).

Como medida de la incertidumbre asociada a los mencionados índices de flota, se utilizaron los coeficientes de variación anuales derivados de la estandarización de la CPUE de flota (Tabla 1). Los tres índices correspondientes a la flota comercial se consideraron heteroscedásticos y sus coeficientes de variación anuales ($cvf1$, $cvf2$ y $cvf3$) se tomaron a partir del modelo estadístico aplicado para la estandarización de cada índice, pero re-escalados (multiplicados por un factor escalar) de manera que el promedio de la serie se ubicara en un valor de 0,30, a fin de considerar la variabilidad anual de la incertidumbre asociada al índice. Estos valores de cv fueron recomendados por expertos en talleres de revisión por pares realizados en el INIDEP y han sido utilizados en evaluaciones de otros recursos (Canales 2015, 2016, Giussi et al. 2016, Valero 2018).

Índice de abundancia de la fracción reproductiva del efectivo, derivado de las campañas de investigación

Los datos de abundancia (kg/h) del efectivo reproductor (índice 4: Icam) (Tabla 1), registrados en las dos campañas realizadas en los meses de enero y febrero dirigidas, la primera, a evaluar la abundancia de juveniles de merluza y la segunda a los prerreclutas de calamar (Cordo 2001, 2003), abarcaron el área de reproducción del abadejo. El conjunto de datos básicos analizados correspondieron al período cubierto por los años 1995 a 2002, 2005 a 2007, 2009, 2012 y 2014, cuando las campañas cubrieron el área total.

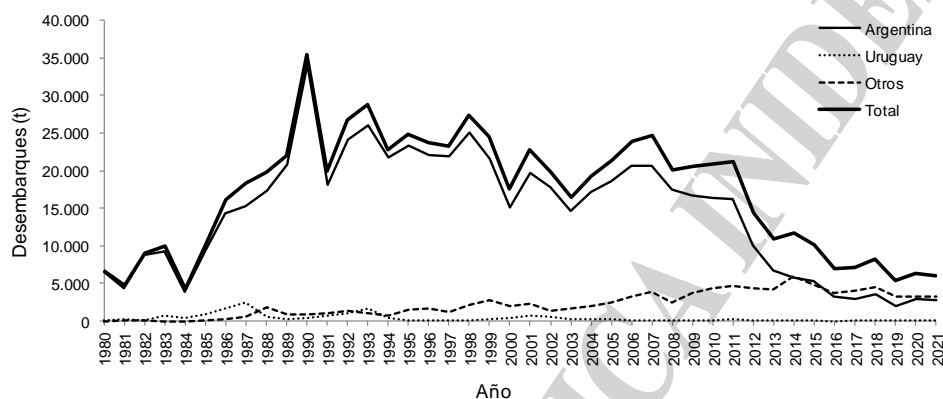


Figura 1. Desembarque anual (t) de abadejo en el Atlántico Sudoccidental (área 41 FAO) durante el período 1980-2021. Los valores para Argentina en el año 2021, para Uruguay Otros en los años 2020 y 2021 fueron estimados al no disponer de la información nominal actualizada.

De forma similar a evaluaciones previas (Cordo 2014; Di Marco 2016, 2018, 2019, 2021), se consideró, como índice representativo de la fracción de la población correspondiente al efectivo reproductor (índice 4: Icam, Tabla 1), la serie anual estandarizada de CPUE media resultante de la aplicación de un modelo lineal general con aproximación Delta (MLG-Delta). En dicho modelo se consideraron los valores cero de captura de abadejo que, por tratarse de lances de campañas de investigación, aportan información para el cálculo de la CPUE media (Cordo, 2010, 2011a, 2012a). Este índice se consideró homoscedástico, sin variación anual en su incertidumbre, fijándose su coeficiente de variación anual (cvcam) en 0,20. Al igual que con los índices derivados de la flota estos valores de cv fueron recomendados por expertos en talleres de revisión por pares realizados en el INIDEP y han sido empleados en evaluaciones de otros recursos (Canales 2015 y 2016, Giussi et al. 2016, Valero 2018).

Patrón de Selección del período inicial (1980-1989)

El patrón de selección correspondiente al primer período de selección (1980-1989) se introdujo en el modelo de evaluación como dato de entrada, es decir, fijo, y se estimó de antemano, en forma externa, mediante el método de linealización de la curva de captura (Sparre & Venema 1998) aplicado sobre datos históricos obtenidos a partir de muestreos realizados en buques comerciales durante dicho período (Tabla 2).



Tabla 2. Patrón de selección (S_a) fijo correspondiente al primer período considerado en el modelo de evaluación (1980-1989). Dichos valores son las proporciones retenidas por edad (a) estimadas a partir de datos de la flota.

a	1	2	3	4	5	6	7	8	9-15+
S_a	0,000	0,020	0,120	0,350	0,650	0,860	0,960	0,990	1,000

Composición por edad del efectivo explotable (capturas y desembarques)

Tal como en evaluaciones previas, se contó con la información de proporciones por edad en la captura de la flota comercial en los años 1996 y 2010 a 2020 (Tabla 3).

Las proporciones por edad correspondientes al año 1996 provinieron de lecturas directas sobre otolitos provenientes de muestreos realizados por observadores a bordo del buque comercial arrastrero “API II” que operó en ese año. Dichas composiciones por edad se utilizaron a fin de ajustar, y estimar, internamente en el modelo de evaluación, el patrón de selección del período 1990-1997 (Di Marco 2016, 2018, 2019 y 2021).

Las proporciones por edad correspondientes a los años 2010 a 2020 provinieron de longitudes convertidas a edades mediante métodos indirectos a partir de la información de los muestreos realizados tanto en el desembarque como a bordo a partir de la flota comercial durante los años 2010 a 2020 (Cordo, 2014; Di Marco, 2016, 2018; Pisani y Di Marco, 2017, 2018, 2019 y 2021, Sammarone y Di Marco en revisión). Las reconstrucciones de los números a la edad fueron realizadas con el método IALK (Kimura & Chikuni 1987), que utiliza la estructura de longitudes y los parámetros de la curva de crecimiento de la especie (Pisani y Di Marco 2017, 2018, 2019 y 2021, Sammarone y Di Marco en revisión). Los parámetros de crecimiento utilizados se estimaron a partir de la información de los observadores a bordo en el año 1996 ($L_{inf}=126,15$, $k=0,16$ y $t_0=-0,606$) y de la información de las campañas de juveniles de merluza y calamar del año 2009 ($L_{inf}=123$, $k=0,11$ y $t_0=-1,57$). Una vez estimados los números por edad, se calculó la proporción por edad, para cada caso mencionado. Dichas composiciones por edad se utilizaron a fin de ajustar, y estimar, internamente en el modelo de evaluación, el patrón de selección del período 1998-2020.

Las proporciones del número de individuos por edad en la captura (Tabla 3) fueron utilizadas para calibrar aquellas estimadas por el modelo de evaluación, utilizando una distribución multinomial, descrita más abajo, en la sección de definición y ajuste del modelo. Dicha función requirió del tamaño de muestra, contándose con el número original de individuos muestreados en cada serie:

$$n_{f1}(1996) = 547;$$

$$n_{f2}(2010 \text{ a } 2020) = 14.571, 12.704, 6.203, 10.250, 5.929, 7.110, 6.326, 4.240, 3.767, 9.280, 9.490$$

Estos fueron números a ser introducidos como dato de entrada en la función Dirichlet-multinomial, la cual se autopondera estimando un parámetro de sobredispersión durante el proceso de ajuste del modelo de evaluación a fin de calcular un tamaño efectivo de muestra (Francis 2011, Francis 2016, Thorson et al. 2016).

Tabla 3. Proporción del número de individuos por clase de edad (E) en la captura en el año 1996, desembarcada en el período 2010-2018 y observada a bordo en los años 2019 y 2020.

E	1996	2010	2011	2012	2013	2014
1	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0005
2	0,0036	0,0013	0,0028	0,0001	0,0001	0,0098
3	0,0488	0,0641	0,1435	0,0280	0,0143	0,1068
4	0,1754	0,3699	0,3587	0,3562	0,3151	0,2792
5	0,2315	0,2832	0,2245	0,2201	0,4569	0,2210
6	0,2025	0,0830	0,0995	0,1466	0,1043	0,1552
7	0,0922	0,0218	0,0348	0,0695	0,0335	0,0670
8	0,0741	0,0454	0,0320	0,0601	0,0379	0,0755
9	0,0506	0,0420	0,0344	0,0418	0,0179	0,0401
10	0,0235	0,0318	0,0296	0,0293	0,0059	0,0182
11	0,0380	0,0187	0,0123	0,0156	0,0030	0,0088
12	0,0235	0,0134	0,0088	0,0123	0,0027	0,0059
13	0,0108	0,0100	0,0041	0,0080	0,0013	0,0026
14	0,0054	0,0074	0,0060	0,0063	0,0031	0,0041
15+	0,0199	0,0079	0,0088	0,0064	0,0040	0,0054

E	2015	2016	2017	2018	2019	2020
1	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0013	0,0003
2	0,0015	0,0010	0,0062	0,0012	0,0341	0,0122
3	0,0889	0,0383	0,1488	0,0776	0,1462	0,0563
4	0,4457	0,4056	0,2275	0,3182	0,2202	0,1891
5	0,2190	0,3646	0,2993	0,2179	0,1690	0,2743
6	0,0768	0,0565	0,2120	0,1826	0,1119	0,1493
7	0,0351	0,0399	0,0322	0,0554	0,0545	0,0483
8	0,0484	0,0234	0,0426	0,0717	0,0770	0,1064
9	0,0314	0,0235	0,0174	0,0372	0,0571	0,0585
10	0,0182	0,0173	0,0057	0,0148	0,0403	0,0324
11	0,0116	0,0085	0,0024	0,0064	0,0275	0,0232
12	0,0067	0,0059	0,0017	0,0046	0,0195	0,0167
13	0,0053	0,0028	0,0008	0,0024	0,0160	0,0144
14	0,0052	0,0062	0,0017	0,0047	0,0128	0,0099
15+	0,0061	0,0065	0,0018	0,0053	0,0127	0,0087

Composición por edad en el efectivo reproductor (campañas de investigación)

Tal como en evaluaciones previas, se contó con la información de las proporciones por edad del efectivo reproductor, derivadas de las campañas de investigación realizadas por el INIDEP durante los años 2005 a 2007 (Tabla 4).

Tabla 4. Proporción del número de individuos por clase de edad en el efectivo reproductor (campañas de investigación) en los años 2005 a 2007.

Edad / Año	2005	2006	2007
1	0,0000	0,0000	0,0000
2	0,0000	0,0000	0,0000
3	0,0030	0,0010	0,0000
4	0,0300	0,0110	0,0050
5	0,1030	0,0580	0,0330
6	0,1340	0,2170	0,1780
7	0,2070	0,2000	0,2190
8	0,1890	0,2100	0,2570
9	0,0980	0,1070	0,0950
10	0,1030	0,0770	0,0550
11	0,0260	0,0410	0,0580
12	0,0480	0,0300	0,0540
13	0,0170	0,0110	0,0140
14	0,0090	0,0010	0,0150
15+	0,0330	0,0350	0,0160

Ojiva de madurez

La proporción de ejemplares maduros por edad (Tabla 5) se obtuvo a partir de la proporción por longitudes estimada por D'Atri (2006). Las longitudes se convirtieron a edades utilizando los parámetros de crecimiento del abadejo estimados por la misma autora (D'Atri 2006 y 2007).

Tabla 5. Ojiva de madurez sexual (proporción de ejemplares maduros por edad).

Edad	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10-15+
Prop.Mad.	0,000	0,002	0,011	0,071	0,345	0,785	0,962	0,994	0,999	1,000

Peso por edad

Los pesos por edad, al comienzo y mitad de año (Tabla 6 a y b), se obtuvieron a partir de la conversión de las longitudes a edades mediante los parámetros de crecimiento, mencionados en el párrafo anterior, y las relaciones longitud-peso estimadas a partir de campañas de investigación. Los pesos por edad asignados a los años 2009 a 2011 se reconstruyeron utilizando la relación longitud-peso estimada a partir del muestreo realizado durante las campañas llevadas a cabo en 2009. Los pesos correspondientes al año 2012 se calcularon utilizando la relación estimada en las campañas realizadas en enero y febrero de 2012 y se repitieron en 2013. Los pesos correspondientes al año 2014 se estimaron con los datos de las campañas de ese mismo año y se repitieron en 2015 a 2020.

**Tabla 6.** Pesos medios (kg) por edad del abadejo a comienzo (a) y mitad (b) de año.

a															
Año / Edad	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15+
1980/86	0,061	0,237	0,552	0,995	1,537	2,146	2,791	3,447	4,091	4,710	5,292	5,833	6,328	6,777	8,458
1987/92	0,056	0,218	0,508	0,916	1,417	1,979	2,576	3,181	3,777	4,349	4,888	5,388	5,846	6,262	7,817
1993/94	0,068	0,250	0,563	0,990	1,503	2,069	2,662	3,259	3,840	4,395	4,915	5,395	5,833	6,230	7,703
1995/96	0,063	0,233	0,528	0,932	1,419	1,958	2,523	3,093	3,649	4,180	4,678	5,138	5,558	5,938	7,353
1997/98	0,063	0,233	0,523	0,919	1,392	1,915	2,463	3,012	3,548	4,059	4,538	4,980	5,383	5,748	7,103
1999/00	0,064	0,233	0,522	0,914	1,383	1,900	2,440	2,983	3,511	4,014	4,485	4,920	5,317	5,675	7,007
2001/04	0,074	0,252	0,540	0,917	1,355	1,829	2,317	2,800	3,266	3,706	4,116	4,491	4,833	5,140	6,272
2005	0,091	0,286	0,593	0,989	1,445	1,933	2,430	2,917	3,382	3,817	4,216	4,578	4,903	5,192	6,217
2006	0,088	0,278	0,579	0,969	1,419	1,902	2,395	2,879	3,342	3,774	4,172	4,532	4,856	5,145	6,168
2007/08	0,084	0,268	0,561	0,943	1,386	1,862	2,349	2,827	3,285	3,713	4,108	4,466	4,788	5,074	6,092
2009/11	0,112	0,267	0,495	0,789	1,138	1,529	1,950	2,388	2,834	3,280	3,717	4,141	4,548	4,935	6,651
2012/13	0,105	0,252	0,468	0,747	1,078	1,449	1,849	2,266	2,690	3,113	3,529	3,933	4,321	4,690	6,325
2014	0,095	0,232	0,438	0,708	1,031	1,397	1,794	2,210	2,635	3,062	3,482	3,892	4,286	4,661	6,335
2015	0,095	0,232	0,438	0,708	1,031	1,397	1,794	2,210	2,635	3,062	3,482	3,892	4,286	4,661	6,335
2016	0,095	0,232	0,438	0,708	1,031	1,397	1,794	2,210	2,635	3,062	3,482	3,892	4,286	4,661	6,335
2017	0,095	0,232	0,438	0,708	1,031	1,397	1,794	2,210	2,635	3,062	3,482	3,892	4,286	4,661	6,335
2018	0,095	0,232	0,438	0,708	1,031	1,397	1,794	2,210	2,635	3,062	3,482	3,892	4,286	4,661	6,335
2019	0,095	0,232	0,438	0,708	1,031	1,397	1,794	2,210	2,635	3,062	3,482	3,892	4,286	4,661	6,335
2020	0,095	0,232	0,438	0,708	1,031	1,397	1,794	2,210	2,635	3,062	3,482	3,892	4,286	4,661	6,335

b															
Año / Edad	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15+
1980/86	0,132	0,377	0,759	1,255	1,835	2,466	3,119	3,771	4,404	5,006	5,568	6,086	6,558	6,984	8,567
1987/92	0,121	0,347	0,699	1,157	1,692	2,275	2,879	3,482	4,067	4,623	5,143	5,622	6,059	6,454	7,919
1993/94	0,142	0,391	0,764	1,238	1,781	2,364	2,961	3,552	4,122	4,660	5,160	5,619	6,037	6,412	7,799
1995/96	0,132	0,366	0,718	1,167	1,683	2,239	2,809	3,373	3,918	4,433	4,912	5,353	5,753	6,113	7,445
1997/98	0,133	0,364	0,709	1,147	1,649	2,187	2,738	3,283	3,808	4,303	4,764	5,186	5,570	5,916	7,191
1999/00	0,133	0,363	0,707	1,141	1,637	2,169	2,712	3,249	3,766	4,254	4,707	5,123	5,501	5,841	7,093
2001/04	0,149	0,384	0,719	1,130	1,589	2,072	2,560	3,036	3,490	3,915	4,308	4,666	4,990	5,281	6,344
2005	0,174	0,427	0,781	1,211	1,687	2,182	2,676	3,153	3,604	4,021	4,402	4,745	5,052	5,324	6,282
2006	0,168	0,416	0,764	1,188	1,658	2,149	2,639	3,114	3,562	3,977	4,357	4,699	5,005	5,276	6,232
2007/08	0,162	0,402	0,743	1,159	1,622	2,106	2,590	3,059	3,503	3,915	4,291	4,631	4,935	5,205	6,156
2009/11	0,180	0,372	0,635	0,958	1,329	1,737	2,168	2,611	3,058	3,500	3,931	4,347	4,744	5,121	6,775
2012/13	0,170	0,351	0,600	0,906	1,259	1,646	2,056	2,477	2,902	3,323	3,733	4,129	4,508	4,866	6,443
2014	0,155	0,327	0,565	0,863	1,210	1,592	2,000	2,422	2,849	3,273	3,689	4,091	4,476	4,841	6,457
2015	0,155	0,327	0,565	0,863	1,210	1,592	2,000	2,422	2,849	3,273	3,689	4,091	4,476	4,841	6,457
2016	0,155	0,327	0,565	0,863	1,210	1,592	2,000	2,422	2,849	3,273	3,689	4,091	4,476	4,841	6,457
2017	0,155	0,327	0,565	0,863	1,210	1,592	2,000	2,422	2,849	3,273	3,689	4,091	4,476	4,841	6,457
2018	0,155	0,327	0,565	0,863	1,210	1,592	2,000	2,422	2,849	3,273	3,689	4,091	4,476	4,841	6,457
2019	0,155	0,327	0,565	0,863	1,210	1,592	2,000	2,422	2,849	3,273	3,689	4,091	4,476	4,841	6,457

Mortalidad natural

De acuerdo con lo realizado en evaluaciones previas (Cordo 1999 y 2014, Di Marco 2016, 2018, 2019 y 2021), se aplicó una tasa instantánea de mortalidad natural (M) igual a 0,2 considerada constante en todas las edades y todos los años.

2. Modelo de evaluación

La construcción y ajuste del modelo de evaluación se realizó mediante el programa AD Model Builder v11.6 (ADMB-Project 2011a y 2011b), que contiene herramientas estadísticas para la optimización de funciones y obtención de varianzas y distribuciones de los parámetros estimados, así como la construcción de perfiles de verosimilitud para cada parámetro de interés.

El modelo de dinámica poblacional empleado fue el Modelo Estadístico de Captura a la Edad o Statistical Catch-at-Age Model (SCAA, Fournier & Archibald 1982, Methot 1990, Schnute 1994, Punt & Hilborn 1997). El SCAA aquí empleado asumió incertidumbre (o errores) en las capturas por edad, ajustando las estimadas por el modelo a partir de la información de las capturas por edad observadas. Una de las ventajas de este modelo es que no es necesario contar con datos de las capturas por edad en todos los años, dado que asumió un patrón de selección constante durante cierto período de años.

El modelo consideró incertidumbre tanto en los números de individuos estimados a inicios del período (1980) por medio de la adición de un término de error (perturbación estocástica) en el vector estado en el primer año, como así también la incertidumbre en los reclutamientos estimados (1981-2020) por medio de la adición de un término de error (desvío estocástico) en la función stock-recluta. Además, se supuso equilibrio virgen (sin pesca) en un estado previo y se estimó en forma independiente al año considerado como inicial del período de explotación (1980). Por otro lado, se planteó separabilidad de las tasas instantáneas de mortalidad por pesca, es decir, se consideró al patrón de selección constituido por dos componentes, una anual (escalar o factor) y otra etaria (vector).

La dinámica del recurso se basó en el supuesto de crecimiento exponencial del número de individuos, definida por las siguientes ecuaciones:

$$N_{y,a} = \begin{cases} N_{y,a} & a = 1 \\ N_{y-1,a-1} e^{-(M_a + S_{y-1,a-1} F_{y-1})} & 2 \leq a < l \\ N_{y-1,a-1} e^{-(M_a + S_{y-1,a-1} F_{y-1})} + N_{y-1,a} e^{-(M_a + S_{y-1,a} F_{y-1})} & a = l \end{cases}$$

donde $N_{y,a}$ es el número de peces de edad a al comienzo de cada año $y=1981, \dots, 2020$, M_a es la tasa de mortalidad natural sufrida por los peces de edad a , $S_{y,a}$ es el patrón de selección (componente etaria de la mortalidad por pesca) por edad a en el año y , F_y es la componente anual de la tasa de mortalidad por pesca en el año y , l es la edad máxima considerada como grupo plus, igual a 15+.

Los reclutamientos del período 1981-2020 de la etapa de diagnóstico se estimaron a partir del supuesto de una relación de denso-dependencia (relación stock-recluta) entre el número de



ejemplares de edad 1 al comienzo de cada año (reclutas) y el tamaño del efectivo reproductor en el año previo (biomasa reproductiva). Se empleó una de las parametrizaciones de la función stock-recluta de Beverton & Holt (1957), a la cual se introdujo incertidumbre por medio de la adición de un término de error, a ser estimado como parámetro del modelo:

$$N_{y,1} = \frac{B_{y-1}^r}{\alpha + \beta B_{y-1}^r} e^{\epsilon_{Ry}} \quad \text{siendo } B_y^r = \sum_{a=1}^l m_a w_{y,a} N_{y,a}$$

donde $N_{y,1}$ es el número de reclutas al comienzo del año y , B_{y-1}^r es la biomasa de reproductores al comienzo del año anterior ($y-1$), α y β son los parámetros de la relación stock-recluta, m_a es la proporción de ejemplares maduros en la edad a , w_a es el peso de los individuos de edad a al comienzo del año, $e^{\epsilon_{Ry}}$ es el término de error de los reclutamientos donde ϵ_{Ry} son los errores (o desvíos) estimados como parámetros dentro del modelo.

El reclutamiento correspondiente al año 2021, año siguiente al período de explotación con desembarques declarados (año 2021), se estimó como promedio de los reclutamientos de los últimos cinco años de dicho período.

Los coeficientes α y β se calcularon, bajo el supuesto de equilibrio virgen (sin pesca) de la estructura de edad en un estado previo al de la explotación, en función del parámetro h (steepness, en inglés) fijado en un valor de 0,78 (valor promedio de las estimaciones de h en últimas evaluaciones), de la siguiente manera (Francis 1992, Punt & Japp 1994):

$$\alpha = K^r(1 - h)/(4 h R_0)$$

$$\beta = (5 h - 1)/(4 h R_0)$$

donde BR_v es la biomasa reproductiva virgen, R_0 es el reclutamiento en el equilibrio virgen, en un estado previo al de la explotación, h (steepness, en inglés) es el parámetro (fijado en 0,78) que representa la inclinación de la curva stock-recluta y es la fracción de R_0 esperada en el equilibrio virgen cuando la biomasa reproductiva es reducida a un 20% de su valor en ausencia de explotación (Francis 1992).

El reclutamiento en el estado de equilibrio virgen (R_0) se estimó como parámetro del modelo y el número de individuos por edad en dicho estado ($N_{0,a}$), se calculó, en función del R_0 y de la mortalidad natural (M), como una “pseudo-cohorte”, de la siguiente forma:

$$N_{0,a} = \begin{cases} R_0 & a = 1 \\ N_{a-1} e^{-M} & 2 \leq a < l \\ N_{a-1} e^{-M}/(1 - e^{-M}) & a = l \end{cases}$$

Las biomazas total y reproductiva en el estado virgen (K y BR_v) se calcularon de la siguiente forma:

$$K = \sum_{a=1}^l N_{0,a} W_{0,a} \quad ; \quad BR_v = \sum_{a=1}^l N_{0,a} W_{0,a} Mad_a$$

donde $W_{0,a}$ es el peso medio por edad en el equilibrio virgen, asumido como de igual valor a los pesos medios considerados para el primer año del período de diagnóstico (1980); Mad_a es la proporción de individuos maduros por edad en el equilibrio virgen, asumido como de igual valor que la ojiva de madurez utilizada para todo el período de diagnóstico.

El número de individuos en el año inicial del período considerado (1980) se consideró como una “perturbación estocástica” del estado virgen, estimándose como el vector del número de individuos por edad en el estado virginal multiplicado por un vector de desvíos (errores) a ser estimados como parámetros del modelo:

$$N_a = \begin{cases} R_0 \varepsilon_{ini_a} & a = 1 \\ N_{a-1} e^{-(M_a + S_{a-1} f)} \varepsilon_{ini_a} & 2 \leq a < l \\ N_{a-1} e^{-(M_a + S_{a-1} f)} + N_a e^{-(M_a + S_{y,a} f)} \varepsilon_{ini_a} & a = l \end{cases}, \text{ para } y=1980$$

Una restricción impuesta al modelo fue que la biomasa total estimada en el primer año del período de diagnóstico (1980) sea casi exactamente igual al valor de biomasa estimado a partir de las campañas de investigación pesquera “Walther Herwig” y “Shinkai Maru” durante los años 1978 y 1979, de unas 246.000 toneladas. Para ello, se ajustó la biomasa total media estimada en 1980 a dicho valor considerando el coeficiente de variación asociado ($cv=0,06$).

Otros de los supuestos del modelo fue que las capturas anuales (en peso) estimadas por el modelo se consideraron exactas, prácticamente iguales a las capturas nominales históricas. Para ello, las estimadas por el modelo se ajustaron a las nominales observadas mediante el empleo de una función análoga a la función verosimilitud correspondiente a una distribución log-normal, asignándole un coeficiente de variación lo suficientemente pequeño ($cv=0,005$), de forma que dicho ajuste se realizara prácticamente sin error. En cada año, se resolvió la ecuación de Baranov (1918) definida como:

$$C_y = \sum_{a=1}^l w_{y,a+0.5} S_{y,a} F_y N_{y,a} \frac{1 - e^{-(M + S_{y,a} F_y)}}{M + S_{y,a} F_y}$$

donde C_y es la captura en peso observada durante el año y , y $w_{a+0.5}$ es el peso de un individuo en la mitad del año.

La calibración de la abundancia se realizó mediante los cuatro índices de abundancia relativa mencionados previamente, uno derivado de las CPUE de arrastre promedio en las campañas de investigación realizadas por los BIP del INIDEP durante el período 1995-2020, que representó la abundancia relativa del efectivo reproductor (índice 4), y los tres restantes índices elaborados a partir de la CPUE de la flota comercial de arrastre argentina derivada de la estadística oficial de la flota comercial que operó durante los períodos 1986-1997 (índice 1, fresqueros y congeladores), 1998-2008 (índice 2, fresqueros y congeladores) y 2009-2020 (índice 3, fresqueros), que representaron la abundancia relativa del efectivo explotable durante dichos períodos considerados con capturabilidad diferente (índices con ajustes independientes).

En los cuatro índices de abundancia relativa se supuso una relación proporcional (lineal) entre el índice y la biomasa vulnerable:

$$I_y^i = q^i B V_y^i e^{\varepsilon_y^i}, \quad \text{con } \varepsilon_y^i \approx N(0, \sigma^i)$$

donde I_y^i representa cada valor en el año y y correspondiente a la serie i del índice de abundancia relativa ($i=4$ para el índice de campañas de investigación realizadas durante el período 1995-2020; $i=1, 2$ y 3 para los índices de flota que operaron durante los períodos 1986-1997, 1998-2008 y 2009-2020, respectivamente; q^i es el coeficiente de capturabilidad correspondientes cada índice i ; $B V_y^i$ es la biomasa vulnerable a la campaña de investigación o a la flota comercial, según corresponda. Los coeficientes de capturabilidad (q_i) que correspondieron

tanto al buque de investigación como a la flota comercial se estimaron analíticamente mediante el método de máxima verosimilitud:

$$\hat{q}^i = e^{\frac{\sum_{y=1}^n (\ln I_y^i - \ln BV_y^i)}{n}}$$

En el caso del índice 4, proveniente de las campañas de investigación, la BV_y^1 se consideró como la biomasa de reproductores a comienzo de cada año (BR_y), y en el caso de flota, la BV_y^i (correspondientes a los índices $i=1, 2$ y 3) se consideró como la biomasa explotable a mitad de cada año ($Bexp_y$), y se calcularon como:

$$BV_y = BR_y = \sum_{a=1}^1 w_{y,a} m_a N_{y,a}$$
$$BV_y^i = Bexp_y = \sum_{a=1}^1 w_{y,a+0,5} S_a N_{y,a} e^{-(M_a+S_a F_y)/2}$$

El modelo aquí empleado consideró incertidumbre en las composiciones por edad, tanto en las derivadas de los muestreos de desembarques como en las derivadas de las campañas de investigación, representada por un error entre los valores estimados y observados, tal como en las evaluaciones previas (Di Marco 2016, 2018, 2019 y 2021).

El ajuste entre los valores estimados y observados en la captura por edad se llevó a cabo considerando distintos períodos de años utilizando, para su definición, el mismo criterio de Cordo (2014) y Di Marco (2016, 2018, 2019 y 2021) quienes tuvieron en cuenta la evolución de la pesquería de merluza dado que afecta en gran medida al abadejo por ser este último fauna acompañante.

Se consideraron tres períodos de patrones de selección, definidos como: uno fijo (S_a^1 para el período 1980-1989) considerando el patrón de selección utilizado por Cordo (2014) y Di Marco (2016, 2018, 2019 y 2021), y los dos restantes estimados a partir de una función logística (S_a^2 para el período 1990-1997 y S_a^3 para el período 1998-2020), de manera similar a Di Marco (2016, 2018, 2019 y 2021). Las funciones logísticas estimadas en el modelo se ajustaron a las estructuras por edad observadas a bordo y en los desembarques.

El criterio de división entre los dos primeros períodos de selección se basó sobre cambios en el comportamiento de la flota, tanto en el esfuerzo pesquero como en las áreas de pesca. Por un lado, dichos cambios estuvieron directamente relacionados con la creación de los denominados “Acuerdo Marco de Cooperación” en 1986, con el ingreso a la flota argentina de buques rusos y búlgaros, tanto arrastreros como palangreros, registrándose un aumento progresivo en las capturas argentinas hacia 1990, cuando alcanzó el máximo histórico (Di Marco & Wöhler 2002). Por otro lado, a partir de 1989 se produjo una modificación del área de pesca de la flota que operaba en la zona austral, desplazándose la misma más hacia el oeste y hacia fuera de las aguas circundantes a las islas Malvinas, lo que habría originado un cambio en la accesibilidad al recurso. La separación entre el segundo y tercer período se realizó siguiendo el mismo criterio que para la separación de los índices de abundancia derivados de la flota comercial, es decir, se basó sobre cambios en las áreas de pesca de las flotas que operaron sobre el abadejo debido al efecto combinado de la disposición que obligó a flota congeladora a desplazarse al sur de los 48°S, del establecimiento del AVPJM en el año 1997, su ampliación y modificaciones a partir de 1998, y de la disposición que introdujo el sistema de CITC.

La elección del tipo de curva que representó al patrón de selección, logística en este caso, se basó sobre las evaluaciones anteriores realizadas por Cordo (2014) y Di Marco (2016, 2018 y 2019):

$$S_a^p = 1 / \{1 + \exp[-\ln(19) * (a - a_{50}^p) / d^p]\} \text{ siendo } 0 \leq S_a^p \leq 1$$

donde S_a^p es la selección (en proporción), a_{50}^p y d^p son los parámetros de dicha curva, para cada período $p=2$ (1990-1997) y $p=3$ (1998-2020). Los parámetros de la curva logística se estimaron en función, indirectamente, de los datos de proporciones de captura por edad observadas.

En esta evaluación, al igual que en las dos evaluaciones anteriores (Di Marco 2018, 2019 y 2021), el ajuste de los datos de proporciones de captura por edad estimadas por el modelo a los datos de las proporciones de captura por edad provenientes de muestreos de desembarques realizados en los años 1996 y 2010 a 2020, se realizó mediante el empleo de una función de verosimilitud Dirichlet-Multinomial (DM), la cual requiere, además de las proporciones por edad anuales observadas y estimadas, del tamaño de muestra observado como dato de entrada. Dicha función, fue recientemente introducida en el programa de evaluación de stock integrado Stock Synthesis (Francis 2016, Thorson et al. 2017). La misma 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 DM tiene las ventajas de ser autoponderada, sin necesidad de realizar una reponderación iterativa, como en el caso del método desarrollado por McAllister & Ianelli (1997), método aplicado en la evaluación de Di Marco (2016). Esto simplifica enormemente el proceso de estimación y asegura que la incertidumbre asociada con la ponderación de las composiciones por edad esté incluida en cualquier medida de incertidumbre de la evaluación del efectivo (errores estándares e intervalos de confianza). También, tiene la ventaja de permitir proporciones con valor cero (0).

El ajuste de las composiciones por edad del efectivo reproductor (campanas) se realizó en forma similar al de las capturas por edad en la flota, utilizando el mismo tipo de función. Previo al proceso de ajuste, para cada función DM utilizada se ingresó el número de muestra observado en cada año y flota (n_{f1} y n_{f2}) como dato de entrada y, posteriormente, se ajustó el modelo de evaluación estimando un parámetro de sobredispersión por cada flota o serie (b_{f1} y b_{f2}). Las funciones utilizadas tanto para las proporciones por edad derivadas tanto de las campanas como de la flota se describen de la siguiente manera:

$$-\ln L_{cam}^{DM} = \sum_{y=1}^n \left[\Gamma(b_{cam}) - \Gamma(n_{cam} + b_{cam}) + \sum_{a=1}^l \Gamma(n_{cam} \rho_{y,a} + b_{cam} \hat{\rho}_{y,a}) - \sum_{a=1}^l \Gamma(b_{cam} \hat{\rho}_{y,a}) \right]$$

$$-\ln L_{f1}^{DM} = \sum_{y=1}^n \left[\Gamma(b_{f1}) - \Gamma(n_{f1} + b_{f1}) + \sum_{a=1}^l \Gamma(n_{f1} \rho_{y,a} + b_{f1} \hat{\rho}_{y,a}) - \sum_{a=1}^l \Gamma(b_{f1} \hat{\rho}_{y,a}) \right]$$

$$-\ln L_{f2}^{DM} = \sum_{y=1}^n \left[\Gamma(b_{f2}) - \Gamma(n_{f2} + b_{f2}) + \sum_{a=1}^l \Gamma(n_{f2} \rho_{y,a} + b_{f2} \hat{\rho}_{y,a}) - \sum_{a=1}^l \Gamma(b_{f2} \hat{\rho}_{y,a}) \right]$$

donde $\rho_{y,a}$ y $\hat{\rho}_{y,a}$ son las proporciones observadas y estimadas por clase de edad a en el año y , en cada campaña (cam) o flota (f1 y f2); l es el grupo de edad plus; b_{f1} y b_{f2} son los parámetros

de sobredispersión de la distribución Dirichlet, a ser estimados en el modelo, uno por cada función; n_{cam} , n_{f1} y n_{f2} son los tamaños de muestra (número original de individuos muestreados) observados en las campañas y flotas en cada año.

Al no disponer de los tamaños de muestras originales de las campañas, los mismos se supusieron iguales al promedio en muestreos de campañas previas:

$$n_{cam} (2005 \text{ a } 2007) = 1.500, 1.500, 1.500$$

Los tamaños de muestras originales en cada flota, utilizados como datos de entrada a la función, fueron:

$$n_{f1} (1996) = 547;$$

$$n_{f2} (2010 \text{ a } 2020) =$$

$$14.571, 12.704, 6.203, 10.250, 5.929, 7.110, 6.326, 4.240, 3.767, 9.280, 9.490$$

El modelo se ajustó minimizando el negativo de la log-verosimilitud total (L_T), compuesta por la suma de los negativos de las log-verosimilitudes parciales (L_j) correspondientes a los distintos ajustes de abundancias y estructuras etarias (j):

$$\begin{aligned} -\ln L_T &= \\ &= -\sum_{j=1}^t \ln L_j = -\ln L_C - \ln L_R - \ln L_{B_{1980}^{cam}} - \ln L_{cam}^{DM} - \ln L_{f1}^{DM} - \ln L_{f2}^{DM} - \ln L_{cam} \\ &\quad - \lambda_1 \ln L_{Ind1} - \lambda_2 \ln L_{Ind2} - \lambda_3 \ln L_{Ind3} - \lambda_4 \ln L_{Ind4} \end{aligned}$$

donde L_C corresponde a las capturas totales en peso, L_R al reclutamiento, $L_{B_{1980}^{cam}}$ al ajuste de la biomasa estimada en campañas a comienzos del año 1980, L_{cam}^{DM} a las proporciones por edad en las campañas durante el período 2005-2007, L_{f1}^{DM} a las proporciones por edad en la captura de la flota en el año 1996, L_{f2}^{DM} a las proporciones por edad en la captura de la flota en el período 2010-2020, L_{Ind4} al índice del efectivo reproductor derivado de la CPUE de campañas realizadas durante el período 1995-2020, L_{Ind1} , L_{Ind2} y L_{Ind3} a los índices del efectivo explotable por la flota durante los períodos 1980-1997, 1998-2008 y 2009-2020, respectivamente, $\lambda_1, \lambda_2, \lambda_3$ y λ_4 a los ponderadores (“lambdas”) relativos correspondientes a las funciones de cada índice global, con valores de 4, 1, 3 y 4,5, respectivamente.

Siendo:

$$-\ln L_C = \frac{1}{2(cv_c)^2} \sum_y [\ln(C_y) - \ln(\hat{C}_y)]^2 + n_c \ln(cv_c), \quad \text{con } n_c = 36$$

donde n_c es número de años donde se registró captura.

$$-\ln L_R = \frac{1}{2(\hat{\sigma}_{\varepsilon_R})^2} \sum_y \varepsilon_{Ry}^2 \text{ siendo } \hat{\sigma}_{\varepsilon_R} = 0,8$$

donde $\hat{\sigma}_{\varepsilon_R}$ es el desvío estándar de los errores del reclutamiento, fijo en un valor de 0,8

$$-\ln L_{B_{1980}^{cam}} = \frac{1}{2(\hat{\sigma}_{B_{1980}})^2} \sum_y [\ln(B_{1980}^{cam}) - \ln(\hat{B}_{1980})]^2 \quad \text{siendo} \quad \hat{\sigma}_{B_{1980}} = 0,01$$

donde $\hat{\sigma}_{B_{1980}}$ es el desvío estándar de dicha biomasa, fijo en un valor de 0,01

$$-\ln L_{Ind1} = \frac{1}{2(\hat{\sigma}_{1y})^2} \sum_y [\ln(I_y) - \ln(\hat{I}_y)]^2 + \ln(\hat{\sigma}_{1y}) \quad \text{siendo} \quad \hat{\sigma}_{1y} =$$

0,40; 0,47; 0,38; 0,42; 0,37; 0,30; 0,27; 0,25; 0,22; 0,18; 0,18; 0,16

$$-\ln L_{Ind2} = \frac{1}{2(\hat{\sigma}_{2y})^2} \sum_y [\ln(I_y) - \ln(\hat{I}_y)]^2 + \ln(\hat{\sigma}_{2y}) \quad \text{siendo} \quad \hat{\sigma}_{2y} =$$

0,29; 0,32; 0,33; 0,32; 0,32; 0,31; 0,28; 0,30; 0,28; 0,28; 0,27

$$-\ln L_{Ind3} = \frac{1}{2(\hat{\sigma}_{3y})^2} \sum_y [\ln(I_y) - \ln(\hat{I}_y)]^2 + \ln(\hat{\sigma}_{3y}) \quad \text{siendo} \quad \hat{\sigma}_{3y} =$$

0,33; 0,21; 0,25; 0,22; 0,36; 0,40; 0,28; 0,21; 0,34; 0,40

donde $\hat{\sigma}_{1y}$, $\hat{\sigma}_{2y}$ y $\hat{\sigma}_{3y}$ son los desvíos estándares (equivalentes a los coeficientes de variación) anuales de los índices de abundancia del efectivo explotable por la flota comercial durante los períodos 1980-1997, 1998-2008 y 2009-2020, respectivamente.

$$-\ln L_{Ind4} = \frac{1}{2(\hat{\sigma}_4)^2} \sum_y [\ln(I_y) - \ln(\hat{I}_y)]^2 + n_i \ln(\hat{\sigma}_4) \quad \text{siendo} \quad \hat{\sigma}_4 = 0,20$$

donde $\hat{\sigma}_4$ es el desvío estándar (equivalente al coeficiente de variación) del índice de abundancia del efectivo reproductor, fijo en un valor de 0,20.

Cabe destacar que, tal como se recomienda en la bibliografía internacional (Francis 2011), se privilegió el ajuste de los índices de abundancia globales por sobre los índices de estructuras de edades. Esto se llevó a cabo mediante asignando distintos valores a los ponderadores “lambdas” correspondientes a cada índice global ($\lambda_1, \lambda_2, \lambda_3$ y λ_4) anteriormente mencionados.

De esta forma, todo el sistema de ecuaciones dependió de los siguientes parámetros estimados por del modelo: el reclutamiento en estado de equilibrio virgen (R_0), el vector (f_y) de factores de mortalidad por pesca anuales, los parámetros que definen el modelo logístico del patrón de selección (a_{50} y d) para el segundo y tercer período, las desviaciones de los reclutamientos (ϵ_{Ry}), las desviaciones de los números por edad del primer año del período considerado (ϵ_{ini}) y los parámetros de sobredispersión correspondientes a las funciones Dirichlet-multinomiales

(b_{cam} , b_{f1} y b_{f2}). En la Tabla 7 se muestran los rangos de búsqueda y supuestos iniciales sobre la distribución de cada parámetro a ser estimado dentro del modelo.

Además, se obtuvo el perfil de verosimilitud de los parámetros más relevantes del modelo (R_0 , a_{50} y d del tercer período de selección, ϵ_{R2020} y el subparámetro f_{2020}) a modo de evaluar su consistencia (Cordo 2008, 2009; Di Marco 2016, 2018, 2019 y 2021), dado que los valores de los mismos son utilizados como dato de entrada en la proyección poblacional realizada en el análisis de riesgo dirigido a estimar la captura Biológicamente Aceptable (CBA).

Tabla 7. Parámetros del modelo de evaluación y supuestos *a priori* sobre su distribución.

Parámetro	Estimados	Distribución/Restricción/ Valor inicial
Reclutamiento en el equilibrio	$\theta_1 = \ln(R_0)$	libre (semilla:10,5)
Mortalidad por pesca anual	$\theta_{2-42} = f_y, y=1980$ a 2020	libre (semilla:0,1)
Desvíos del reclutamiento	$\theta_{43-82} = \ln(\epsilon_{Ry}), y=1981$ a 2020	$\approx U(-15, 15)$
Desvíos del estado inicial	$\theta_{83-97} = \ln(\epsilon_{ini,a}), a=1$ a 15+	$\approx U(-15, 15)$
Parámetro del modelo logístico de selección (2do y 3er período p)	$\theta_{98-99} = \ln(a^{p_{50}}); p=2$ y 3	libre (semilla:1,5)
Parámetro del modelo logístico de selección (2do y 3er período p)	$\theta_{100-101} = \ln(\Delta^p); p=2$ y 3	libre (semilla:-1)
Parámetros de sobredispersión de la función Dirichlet-multinomial	$\theta_{102-104} = \ln(b_{cam}), \ln(b_{f1}), \ln(b_{f2})$	libre (semilla:6)

3. Puntos Biológicos de Referencia

A fin de analizar el estado de explotación del recurso y, en el marco de un plan de recuperación del efectivo, tender hacia una explotación sostenible, dentro de límites biológicamente seguros, se establecieron los siguientes Puntos Biológicos de Referencia (PBR) límite (PBRL) y objetivo (PBRO):

PBRL ($BR_{lim}=20\%BR_v$, objetivo de recuperación, límite de seguridad biológica): valor de biomasa reproductiva equivalente al 20% de aquella en el estado virgen ($0,20BR_v$). Es un PBR empírico derivado de la generalización de los resultados del análisis de biomasa desovante por recluta (SPR) de datos observables en varias pesquerías y especies (Beddington & Cooke 1983, Goodyear 1989 y 1993, Francis 1992, Mace & Sisenwine 1993, Myers et al. 1994). Representa un estado del efectivo indeseable de ser alcanzado dado que por debajo de dicho valor se espera que el reclutamiento decline generando situaciones peligrosas que comprometerían seriamente la renovación del efectivo. Niveles de explotación (capturas) que ubiquen al efectivo en o por



debajo de dicho nivel se considerarían no sustentables. Dicho PBR fue adoptado por North Atlantic Fisheries Organization (NAFO) como límite de sobrepesca de reclutamiento para utilizarse en pesquerías con datos moderados a pobres. El cumplimiento de este PBR se analizó en el mediano y largo plazo.

PBRO ($BR_{obj}=30\%BR_v$, objetivo deseable de ser alcanzado): valor de biomasa reproductiva equivalente al 30% de aquella en el estado virgen ($0,30BR_v$). Dicho PBR representa un límite por encima del cual el efectivo se encontraría dentro de una zona biológicamente segura con bajo riesgo de sobreexplotación, para ser aplicado en recursos con baja resiliencia a la explotación, definido en función del criterio precautorio según los estudios realizados por varios autores (Clark 1991, Mace & Sisenwine 1993, Goodyear 1993, Thompson 1993). Su elección como PBR, en esta evaluación, se basó sobre las características biológicas del recurso, como ser, de crecimiento lento, longevidad media, baja fecundidad, edad de primera maduración sexual elevada, y estilo de vida sedentario, que ubican a esta especie como de resiliencia baja o baja-media a la explotación (Froese & Pauly 2012, www.fishbase.org/). El cumplimiento de este PBR se analizó en el mediano y largo plazo.

De acuerdo al estado crítico en que se encuentra el recurso en los últimos años (Cordo 2011, 2012, 2013 y 2014; Di Marco 2016, 2018, 2019 y 2021), con valores de BR ubicados por debajo del PBRL, el principal objetivo de recuperación sería el de asegurar que, mediante estrategias de captura propuestas, y en forma combinada con las otras medidas de manejo vigentes para la especie, los valores de BR tiendan a alcanzar el PBRO en el largo plazo (a 16 años: año 2036), a fin de conducir a la BR hacia un estado poblacional tal que permita de explotación óptima.

4. Proyecciones y análisis de riesgo

Se realizaron proyecciones de BR basadas en los resultados de la fase de diagnóstico del recurso en el último año considerado (2020), proponiendo distintos niveles de explotación (tasas de mortalidad por pesca anual: f) a fin de analizar el riesgo de caer por debajo de cada PBR planteado en los distintos plazos y así establecer las Capturas Biológicamente Aceptables para el año 2022 (CBA_{2022}).

En cada proyección y nivel de explotación propuesto, y en función de la incertidumbre asociada a la BR estimada en el último año de diagnóstico, se evaluó el riesgo de caer por debajo de los PBR planteados (PBRL: $BR_{lim}=0,20BR_v$ y PBRO: $BR_{obj}=0,30BR_v$) en los distintos plazos. Dicho análisis de riesgo se realizó utilizando metodología similar a la aplicada por Cordo (2014) y Di Marco (2016, 2018, 2019 y 2021). Se realizaron 1.500 simulaciones de la evolución del recurso en el mediano (año 2020 más 7 años: año 2027) y largo plazo (año 2020 más 16 años: año 2036), proponiendo distintos niveles de factores de mortalidad por pesca constantes en el tiempo (f_{pr}) distribuidos por edad y el patrón de selección constante estimado durante el último período del diagnóstico ($S_{a,1998-2020}$). Posteriormente, se midió el riesgo de caer por debajo de los distintos PBR planteados asociado a cada nivel de mortalidad por pesca propuesto.

Se partió del número de individuos por edad del último año del período de diagnóstico con capturas conocidas ($N_{2020,a}$) y de los pesos medios correspondientes a comienzos y mediados de año. Se introdujo incertidumbre en dicho número de individuos por edad ($N_{2020,a}^{aleat}$) mediante un término de error aleatorio, calculado como la relación entre la biomasa total estimada en dicho año del diagnóstico (B_{2020}) y una nueva biomasa total del 2020 (B_{2020}^{aleat}) re-sorteadada, en cada simulación, a partir del valor medio y desvío estándar de la B_{2020} estimada en el diagnóstico, siguiendo una distribución normal, de la siguiente forma:



$$N_{2020,a}^{aleat} = N_{2020,a} \in \quad \text{para } a = 1, \dots, 15 +$$

$$\text{siendo } \in = \frac{B_{2020}^{aleat}}{B_{2020}} \quad \text{con } B_{2020}^{aleat} \approx N(B_{2020}, \sigma_{B_{2020}}^2)$$

Posteriormente, mediante la aplicación de la mortalidad por pesca estimada a partir de la captura ocurrida durante el año 2020 y el patrón de selección estimado en el último período del diagnóstico con captura conocida ($S_{a,1998-2020}$), se avanzó un año a fin de estimar el vector estado al año siguiente (2021).

El reclutamiento del año proyectado 2021, siguiente al último del período de diagnóstico con captura conocida, se estimó como promedio de los reclutamientos correspondientes a los últimos cinco (5) años (2016-2020) de dicho período. En la fase de proyección dicho reclutamiento se acompañó por un término de error aleatorio multiplicativo:

$$N_{2021,1} = R_{2021} = \sum_y \frac{R_y}{n_y} e^{\varepsilon_{y_p}} \quad \text{para } y = 2016, \dots, 2020, \quad y_p = 2021$$

A partir del año de proyección 2022 inclusive, en cada año, y tal como durante la fase de diagnóstico, se supuso una función stock-recluta de Beverton & Holt (1957) con incertidumbre mediante la multiplicación de un término de error aleatorio:

$$N_{y_p,1} = R_{y_p} = \frac{BR_{y_p-1}}{\alpha + \beta BR_{y_p-1}} e^{\varepsilon_{y_p}} \quad \text{para } y_p = 2022, \dots, 2036$$

donde α y β son los parámetros de la relación stock-recluta estimados durante el período de diagnóstico, y_p son los años de proyección (2021-2036).

Los logaritmos de los errores que acompañaron a los reclutamientos de los años de proyección (ε_{y_p} para $y_p = 2021$ a 2036) se asumieron con distribución normal con media 0 y desvío estándar igual al desvío de los reclutamientos estimados durante los últimos quince (15) años (2006-2018) de la fase de diagnóstico con capturas conocidas:

$$\varepsilon_{y_p} \approx N(0, \sigma_{\ln R}^2) \quad \text{para } y_p = 2021-2036$$

$$\text{siendo } \hat{\sigma}_{\ln R}^2 = \frac{\sum_y (\ln R_y - \hat{\mu}_{\ln R})^2}{n-1} \quad \text{con } \hat{\mu}_{\ln R} = \frac{\sum_y \ln R_y}{n} \quad \text{para } y = 2006-2018$$

donde $\mu_{\ln R}$ y $\sigma_{\ln R}^2$ son la media y varianza, respectivamente, de los reclutamientos en escala log-normal estimados durante los últimos quince (15) años (2006-2018) de la fase de diagnóstico.

A partir del año de proyección 2023 inclusive, en cada año, se avanzó mediante la aplicación de distintos niveles de factores de mortalidad por pesca propuestos f_{pr} y el patrón de selección estimado en el último período del diagnóstico ($S_{a,1998-2020}$), para calcular el vector estado ($N_{y,a}$) al año siguiente, utilizando las mismas ecuaciones básicas de la dinámica modelada durante la fase de diagnóstico:

$$N_{y+1,a+1} = \begin{cases} N_{y,a} & a = 1 \\ N_{y,a} e^{-(M + S_a f_{pr})} & 2 \leq a < l \\ N_{y,a-1} e^{-(M + S_{a-1} f_{pr})} + N_{y,a} e^{-(M + S_a f_{pr})} & a = l \end{cases}$$

para $y=2023, \dots, 2036$

Además, se calcularon las capturas anuales (en peso) correspondientes a cada f_{pr} , estimándolas mediante la ecuación de Baranov (1918) para distintos niveles propuestos de f (constantes en el tiempo), de la siguiente forma:

$$C_y = \sum_{a=1}^l W_{a+0.5} N_{y,a} S_a f_{pr} \frac{1 - e^{-(M + S_a f_{pr})}}{M + S_a f_{pr}}$$

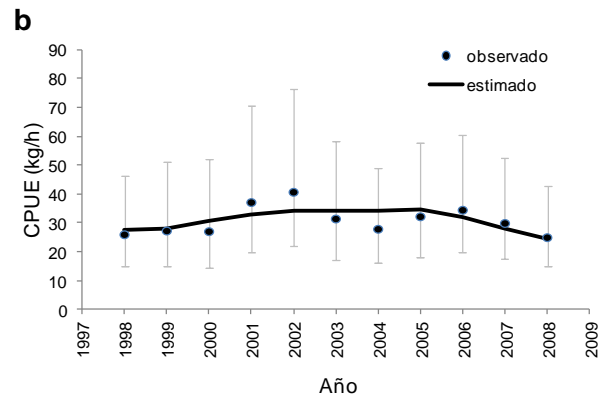
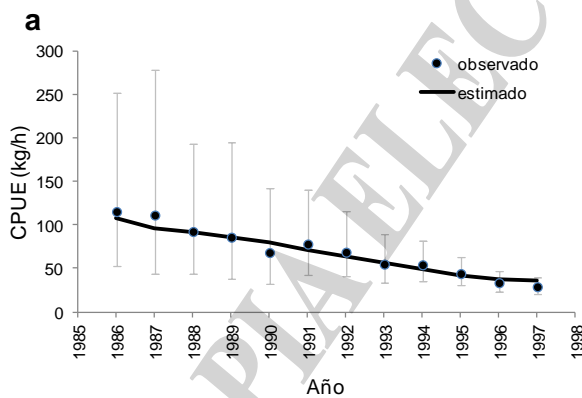
para $y=2023, \dots, 2036$

Finalmente, se calculó el riesgo (probabilidad), realizando 1.500 simulaciones, de que la biomasa reproductiva proyectada (BR_{pr}) cayera por debajo de cada PBR evaluado: $P(BR_{pr} < PBRL)$ y $P(BR_{pr} < PBRO)$, en los plazos planteados (mediano y largo). Las Capturas Biológicamente Aceptables correspondientes al año 2022 (CBA_{2022}) se estimaron promediando las capturas anuales estimadas para cada nivel de mortalidad por pesca asociado a un bajo riesgo (10%) de no cumplir con cada PBR planteado. Dicho riesgo, del 10%, es considerado como aceptable en la literatura (Francis 1993).

Resultados y Discusión

1. Diagnóstico

En general, tanto los ajustes de los índices de abundancia, derivados de la CPUE de la flota comercial y del efectivo reproductor, como los de las proporciones por edad en la captura de los años 1996 y 2010 a 2020, fueron aceptables (Figura 2, Figura 3). Los ajustes de las proporciones por edad en la captura de la flota comercial arrastrera para las edades 5 a 7 en los años 2015 y 2016, para la edad 5 en los años 2019 y 2020, y de las proporciones por edad en las campañas de investigación para las edades 6 y 8 en el 2005, 5, 8 y 9 en el 2006 y 5, 6 y 8 en el 2007 no fueron muy buenos (Figura 4). Esto podría deberse a posibles incompatibilidades producidas en algunos años entre los índices globales y los de composición por edad.



c

d

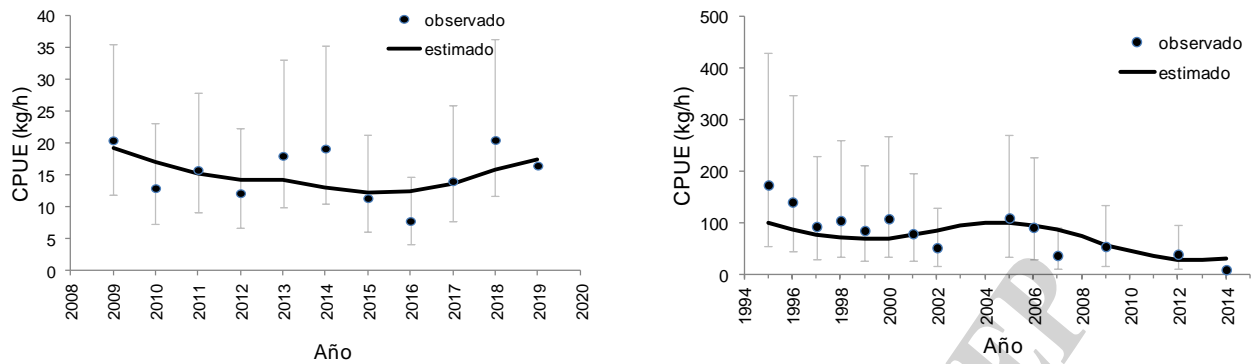


Figura 2. Ajuste de los índices de abundancia relativa derivados de la CPUE de la flota comercial (1986-1997, 1998-2008 y 2009-2020) (a, b y c, respectivamente) y de campañas de investigación (1995-2014) (d).

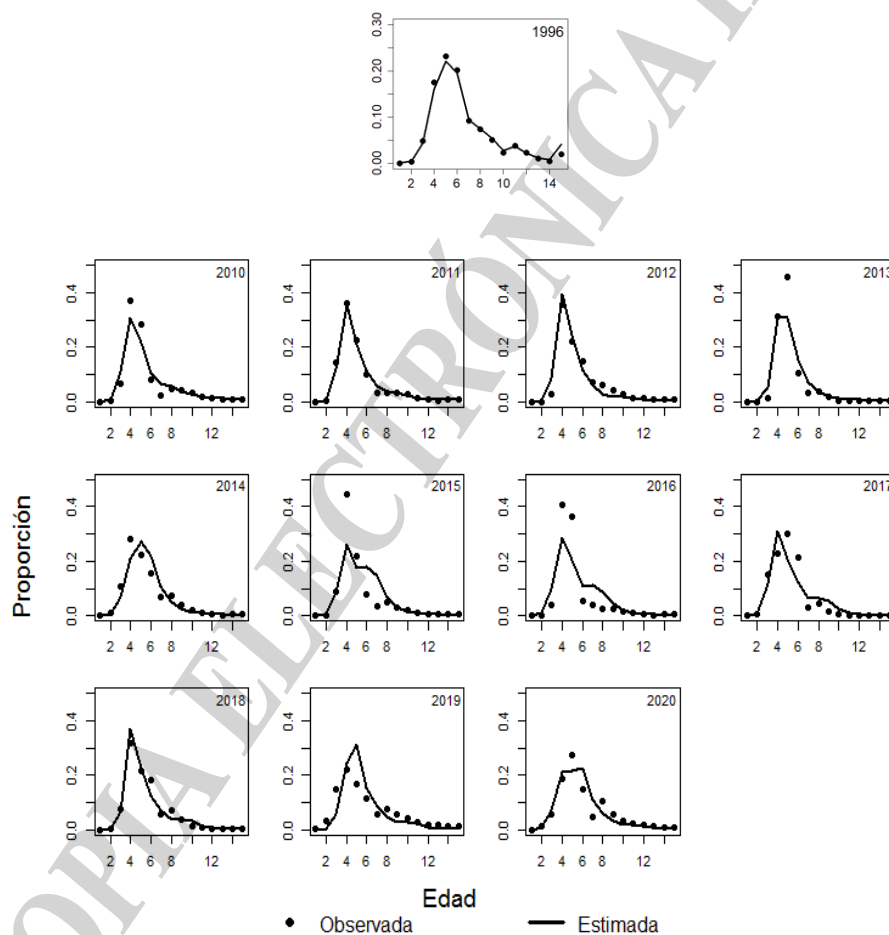


Figura 3. Ajustes de las proporciones por edad en la captura de la flota comercial arrastrera correspondientes a los años 1996 y 2010 a 2020.

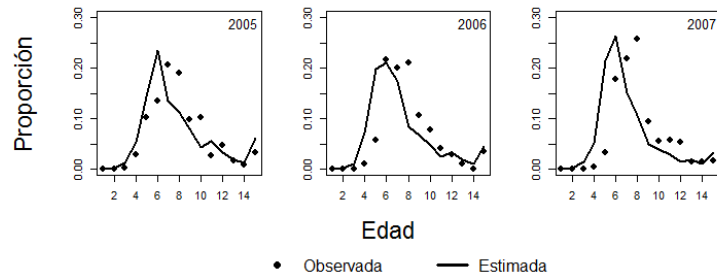


Figura 4. Ajuste de las proporciones por edad correspondientes al efectivo reproductor derivado de las campañas de investigación realizadas en los años 2005 a 2007.

La edad de primera captura (a_{50}), edad a la cual es retenido el 50% de los individuos, de la ojiva de selección correspondiente al segundo período (1990-1997) se estimó en 4,5 años aproximadamente, prácticamente el mismo valor que la de la ojiva correspondiente al patrón de selección fijo correspondiente al primer período (1980-1989) aunque resultó mayor a la del patrón correspondiente al tercer y último período (1998-2020) estimada en 3,5 años aproximadamente (Figura 5). Esto evidenció un efectivo compuesto por una mayor presencia de juveniles a partir del año 1998, inicio del tercer y último período, probablemente debido a la pesca excesiva sobre los individuos reproductores y de mayor tamaño accesibles a la flota comercial (efectivo explotable). Este resultado también podría deberse al alejamiento de la flota hacia otras áreas de pesca después del establecimiento del AVPJM y la obligatoriedad de desplazamiento de la flota congeladora al sur de los 48°S.

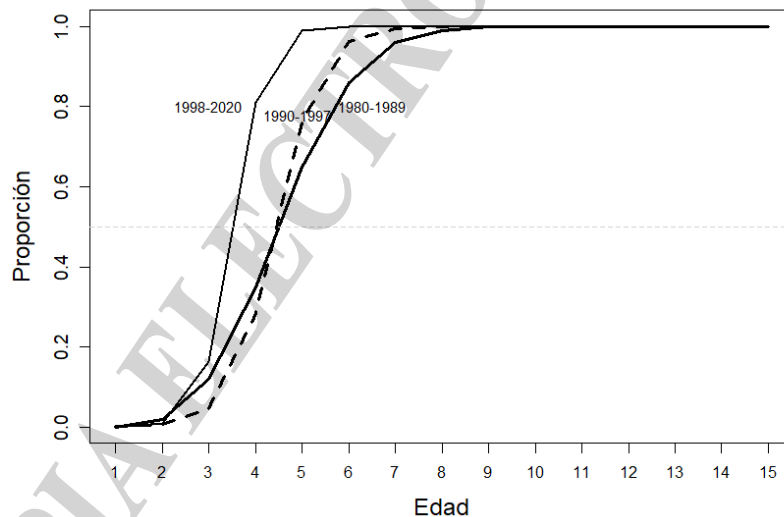


Figura 5. Patrón de selección fijo (1980-1989) y patrones de selección estimados en el segundo (1990-1997) y tercer período (1998-2020).

Pisani & Di Marco (2017, 2018, 2019 y 2021) y Sammarone y Di Marco (en revisión) estimaron el porcentaje de juveniles en los muestreos de desembarques realizados en el puerto de Mar del Plata durante los años 2013 a 2018 (2013: 80%; 2014: 71%; 2015: 81%; 2016: 80%, 2017: 77%; 2018: 68%), y a bordo de la flota durante los años 2019 y 2020 (2019: 61%; 2020: 60%). Se observó una tendencia de disminución gradual, de un 80 a un 60% entre los años



2016 y 2020. Si bien la proporción de juveniles disminuyó durante los últimos años, aún sigue siendo elevada, y esto sería un indicador más de la situación crítica del efectivo.

Tanto la biomasa total (BT) como la biomasa reproductiva (BR) mostraron una tendencia general decreciente (Tabla 8 y Figura 6a). La BT y la BR disminuyeron, en total, un 68 y 77%, respectivamente, entre el inicio y el final del período de explotación considerado (1980-2020). Si bien se observó una estabilización y leve aumento durante los últimos años del período (2014-2021), la BR, en los años 2020 y 2021, representaron un 11 y 12%, respectivamente, de aquella estimada en el estado virgen (previo a la explotación), encontrándose aún muy por debajo del límite aceptable definido como de seguridad biológica PBRL (20% de la BRv) y del objetivo PBRO (30% de la BRv).

Tabla 8. Valores medios estimados de biomasa total (BT) y reproductiva (BR), reclutamientos (R), relación entre biomasa reproductiva anual y biomasa reproductiva virgen (BR/BRv), capturas nominales anuales (C) y factor de mortalidad por pesca anual (f) para el período de diagnóstico.

Año	BT (t)	BR (t)	R (miles)	BR/BRv	C (t)	f
1980	244.230	193.540	20.436	0,5424	6.722	0,0338
1981	244.220	193.780	50.482	0,5431	4.697	0,0234
1982	248.720	197.670	32.568	0,5540	8.979	0,0445
1983	250.550	197.060	23.550	0,5523	9.963	0,0498
1984	251.790	194.280	24.689	0,5445	4.310	0,0212
1985	258.430	199.790	33.140	0,5599	10.133	0,0485
1986	259.430	206.370	39.109	0,5783	16.175	0,0773
1987	234.700	188.350	20.371	0,5278	18.329	0,0981
1988	226.230	178.480	26.381	0,5002	19.776	0,1114
1989	215.970	167.790	24.639	0,4702	21.940	0,1305
1990	202.660	158.260	19.637	0,4435	35.344	0,2275
1991	176.410	137.400	27.005	0,3851	19.892	0,1436
1992	165.970	127.750	24.753	0,3580	26.690	0,2125
1993	155.190	113.760	33.943	0,3188	28.741	0,2597
1994	140.760	96.497	44.450	0,2704	22.813	0,2374
1995	129.000	81.678	34.185	0,2289	24.887	0,3051
1996	124.810	71.151	46.755	0,1994	23.769	0,3234
1997	122.820	63.080	46.726	0,1768	23.227	0,3341
1998	120.620	59.746	52.723	0,1674	27.399	0,3352
1999	120.470	57.237	38.074	0,1604	24.563	0,2982
2000	123.240	58.005	27.065	0,1626	17.521	0,1933
2001	128.420	63.452	30.453	0,1778	22.702	0,2334
2002	127.410	70.203	31.847	0,1967	19.712	0,1957
2003	127.250	77.145	30.256	0,2162	16.450	0,1629
2004	128.390	81.386	22.888	0,2281	19.293	0,1920
2005	132.070	82.942	21.752	0,2324	21.284	0,2076
2006	123.460	78.420	27.541	0,2198	23.889	0,2511
2007	111.100	70.875	28.532	0,1986	24.638	0,2992
2008	100.930	61.649	33.384	0,1728	20.055	0,2780
2009	86.166	47.530	35.852	0,1332	20.538	0,3681



2010	80.135	39.585	25.857	0,1109	20.855	0,4241
2011	72.721	33.061	15.383	0,0927	21.169	0,4764
2012	60.498	26.672	17.782	0,0747	14.464	0,3529
2013	56.536	27.072	19.319	0,0759	10.907	0,2648
2014	53.399	28.760	23.352	0,0806	11.768	0,3135
2015	52.346	27.811	32.394	0,0779	10.099	0,2883
2016	53.072	26.215	21.834	0,0735	7.032	0,1978
2017	56.945	27.322	19.188	0,0766	7.156	0,1818
2018	60.991	29.847	24.146	0,0836	8.213	0,1819
2019	65.019	33.647	35.121	0,0943	5.407	0,1088
2020	72.692	40.214	32.919	0,1127	6.264	0,1162
2021	78.961	43.867	26.642	0,1229	6.056	0,1037

La BR_v estimada por el modelo (Tabla 9) fue similar a aquellas estimadas en evaluaciones previas (Di Marco, 2016, 2018, 2019 y 2021).

Cabe recordar que el valor de h se fijó en 0,78, el cual resultó de promediar los valores de h resultantes de evaluaciones anteriores en las que se consideró como parámetro estimado en el modelo. Dicho valor fue relativamente consistente con algunas de las características biológicas y de historia de vida del abadejo como ser una especie demersal-bentónica, medianamente longeva, productividad baja y de resiliencia baja-media.

Tabla 9. Valores medios y coeficientes de variación porcentuales (cv%) de las biomásas reproductivas correspondientes a la virginal, a la de los años 2020 y 2021, y de los factores anuales de mortalidad por pesca estimados en modelo de evaluación considerando el período 1980-2020 (con capturas conocidas) y el año proyectado 2021 (con captura supuesta).

Parámetro / Variable	BR_v (t)	BR_{2020} (t)	BR_{2021} (t)	BR_{2020}/BR_v	BR_{2021}/BR_v	f_{2020}	f_{2021}
Media	356.830	40.214	43.867	0,11	0,12	0,12	0,10
cv (%)	3,06	7,09	7,09	-	-	-	-

Al comienzo del período (1980-1986), se observó una estabilización de la biomasa estimada, cuando las capturas nominales aun no eran muy significativas. A partir del año 1986, las capturas aumentaron significativamente, observándose una mayor tasa de disminución de la biomasa, evidenciada por una pendiente con mayor caída, hasta el año 1997. Luego, durante los siguientes ocho años (1998-2005), las trayectorias de BT y BR se estabilizaron alrededor de las 129.000 y 80.000 t, respectivamente, probablemente debido a un efecto combinado del aumento en el aporte de reclutas en años previos (1994 a 1999) (Figura 6b) y de protección sobre una fracción del efectivo reproductor de abadejo que habría producido el establecimiento del AVPJM en julio de 1997 (SAGPyA, Res N° 379/97) y su ampliación y modificaciones a partir del año 1998 (SAGPyA, Res. N° 930/97 y 376/98) junto con el desplazamiento de los congeladores al sur de los 48°S y la imposición del sistema de CITC. A partir del año 2005, la BT comenzó a declinar nuevamente, ubicándose en unas 48.500 t en el año 2014, mientras que la BR se mantuvo aproximadamente constante alrededor de unas 24.500 t. Entre los años 2014 y 2017, la biomasa logró estabilizarse, e incluso aumentar levemente durante los años 2018 a 2021, estimándose, en el año 2021, la BT en unas 78.961 t y la BR en unas 43.867 t.



El nivel de BR del último año ($BR_{2021}=43.867$ t) representó el 12% de aquella en el estado virgen, antes del inicio de la pesquería ($BR_v=356.830$ t), ubicándose aún muy por debajo del PBRL (Tablas 8 y 9; Figura 6a). Si bien el valor de la BR_{2021} fue el mayor de los últimos diez años del período de diagnóstico, no llegó a superar los valores de BR correspondientes a los años previos al 2010. La BR_{2021} resultó menor al valor del 13% respecto de la biomasa virgen estimado por Cordo (2014) para el año 2013 pero superior al 7,5, 8,2, 7,4 y 11% estimados en las últimas evaluaciones (Di Marco 2016, 2018, 2019 y 2021). La tendencia de la BR indicaría que, si bien existiría una leve mejora respecto de años previos, la BR continuaría deteriorada y muy por debajo del límite de seguridad biológica correspondiente al PBRL, de forma similar a la evaluación previa.

Según la relación stock-recluta (Figura 6c), hasta el año 1987, la BR permaneció alrededor de las 200.000 t y con reclutamientos variables. Durante los siguientes once años (1988 a 1998), la BR se redujo notoriamente, sin haber implicado una reducción en el reclutamiento, sino que, por el contrario, estos aumentaron progresivamente y ubicándose, a partir del año 1993, por encima de la curva teórica de B&H. Dicho aumento estaría probablemente relacionado con una combinación de condiciones tanto biológicas como ambientales favorables para el reclutamiento ocurridas durante esos años. A partir del año 1998, y probablemente debido a los aportes de reclutas durante esos años junto con el efecto de protección que habría producido el establecimiento de la CMP y del AVPJM sobre una fracción reproductiva, la BR logró estabilizarse en unas 65.000-70.000 t, nivel cercano al del PBRL (20% de la BR_v : 71.000 t), mientras que los reclutamientos disminuyeron gradualmente hasta el año 2005. Debido a esta baja en el número de reclutas, la BR habría vuelto a disminuir fuertemente durante los años subsiguientes (período 2006-2013), produciéndose los más bajos niveles de reclutamiento del período en los años 2001 a 2013 inclusive, dirigiéndose peligrosamente en dirección al origen de dicha curva.

Habría existido, entonces, una mayor densidad-dependencia en dicha relación y, por lo tanto, un mayor riesgo de sobrepesca de reclutamiento. A partir del año 2013, la BR se estabilizó nuevamente, aunque en los niveles históricos más bajos y los reclutamientos aumentaron hasta llegar a un nivel medio y con menor variación interanual que en años previos. En los tres últimos años (2019-2021) la BR aumentó y en 2001 el reclutamiento disminuyó, acercándose dichos puntos un poco más hacia la curva teórica de B&H aunque aún en una zona de la curva con pendiente pronunciada y considerable relación densidad-dependiente.

Considerando que la BR_{2021} resultó menor al PBRL, la situación del efectivo en los últimos años se podría definir como de sobrepesca de reclutamiento, aunque no necesariamente inminente dado que la tendencia en los últimos años fue estable y con una leve mejora. Esta pequeña recuperación podría tener relación con la disminución del esfuerzo nominal aplicado tanto por la flota fresca como por la congeladora sobre los efectivos de merluza común durante los años 2009 a 2020 y 2011 a 2020, respectivamente (Irusta y Castrucci 2020 y 2021). Se hace evidente que la capacidad reproductiva de la especie se encontraría seriamente disminuida y, por lo tanto, cualquier decrecimiento adicional de la BR en los próximos años podría comprometer la renovación del efectivo.

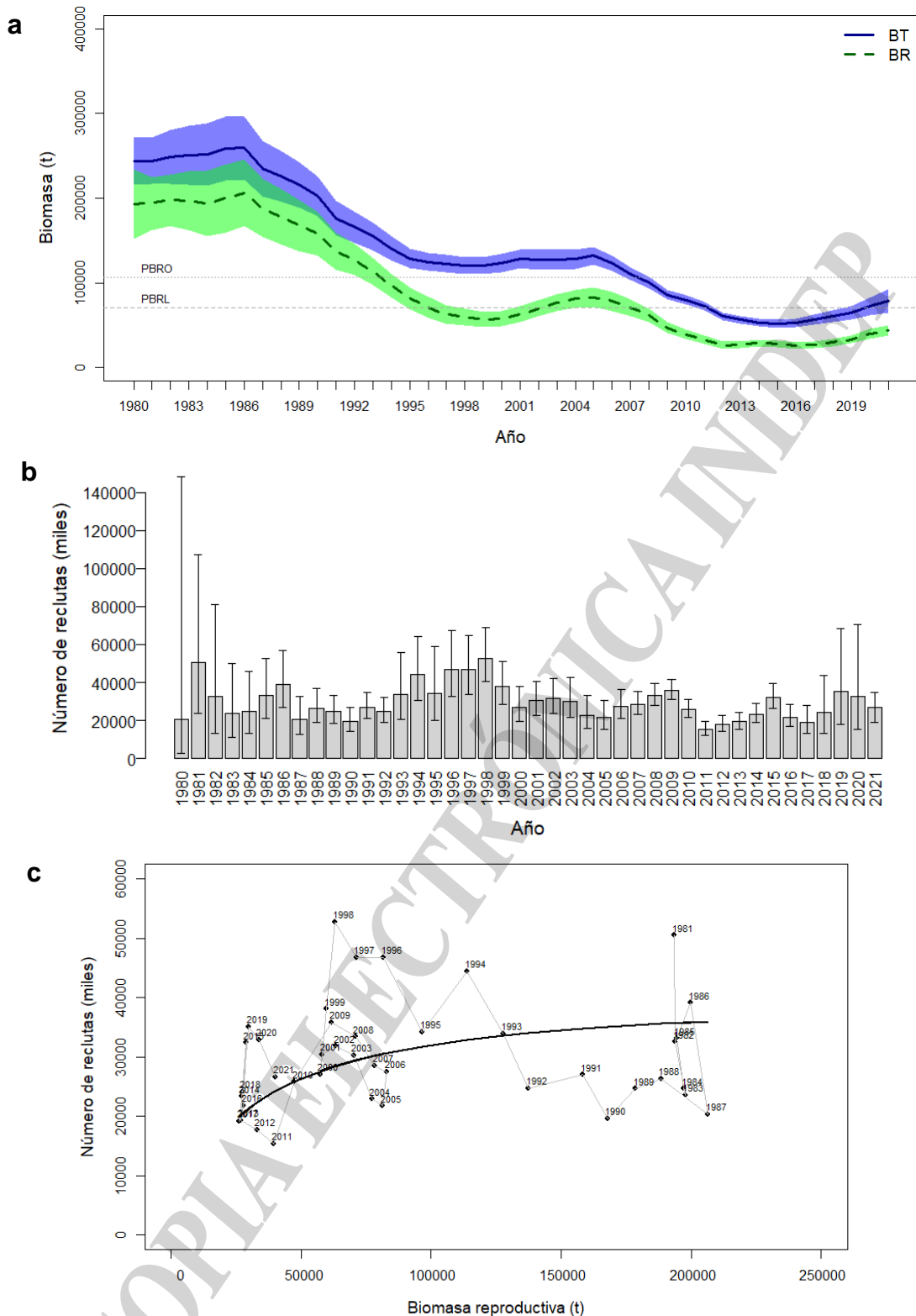


Figura 6. Tendencias de biomasa total (BT) y reproductiva (BR) en toneladas (a), número de reclutas (b) y relación *stock*-recluta de B&H (c), estimadas en el modelo. El año corresponde al momento de reclutamiento, generado por una BR en un año previo.

Respecto al desempeño en la estimación de los parámetros del modelo, los perfiles de verosimilitud y la aproximación normal de los mismos no mostraron anomalías (Figura 7).

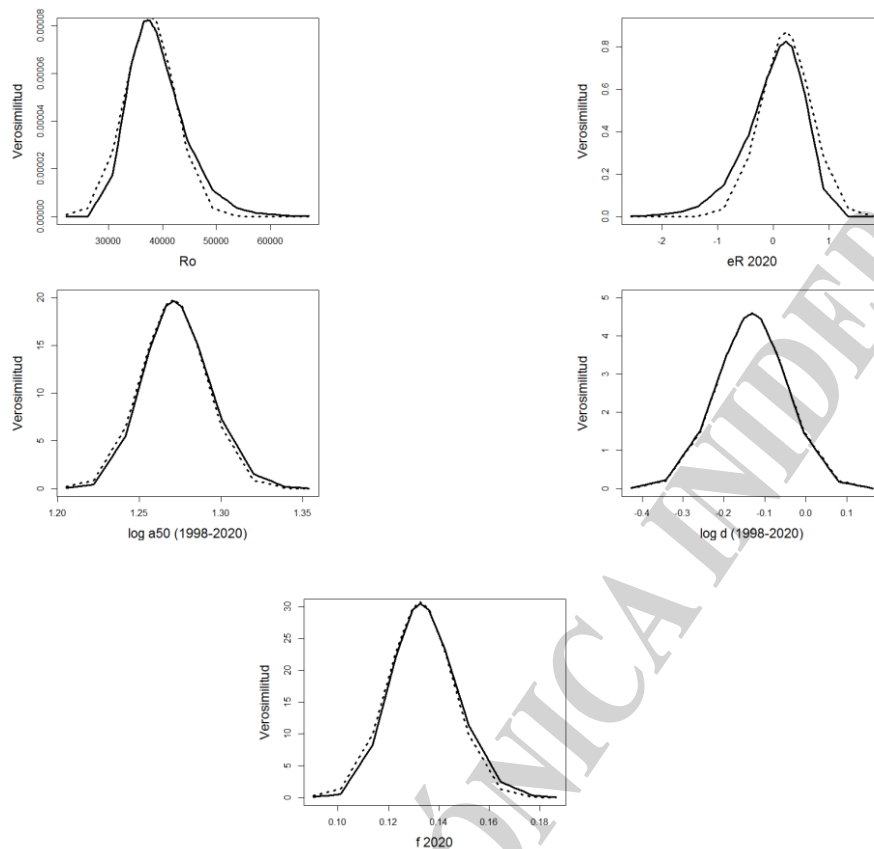


Figura 7. Perfiles de verosimilitud y aproximación normal correspondientes a los parámetros más relevantes estimados en el modelo: reclutamiento en el equilibrio (R_0), parámetros de la ojiva de selección del tercer y último período del diagnóstico (1998-2020, a_{503} y $\Delta 3$ en escala log), error del reclutamiento (ϵR_{2020}) y tasa de mortalidad por pesca (f_{2020}) estimados en el año 2020.

2. Proyecciones y Análisis de riesgo

Según los resultados de las proyecciones y análisis de riesgo, la captura en el año 2022 (CBA_{2022}), para el efectivo de abadejo que habita en el Océano Atlántico Sudoccidental, no debería superar las 3.821 t ($f=0,056$) a fin de alcanzar el PBRO en el largo plazo el cual permitiría un nivel de extracción óptimo y sostenible (Tabla 10, Tabla 11, Figura 8, Figura 9). Si se deseara alcanzarlo en el mediano plazo, la CBA_{2022} debería ser nula, es decir, se debería cerrar la pesquería ($f=0,000$).

Las capturas que conducirían al efectivo hacia el PBRL, en el mediano y largo plazo, serían de 5.922 ($f=0,087$) y 7.524 t ($f=0,112$), respectivamente, pero son valores que deben evitarse por conducir al efectivo hacia el límite de seguridad biológica (20% BRV).

Dado que el objetivo principal de manejo sería superar el PBRO en el largo plazo con un 90% de probabilidad (o riesgo del 10% de no lograrlo), se recomienda que la Captura Máxima Permisible (CMP) para el abadejo, considerando la totalidad del efectivo que habita en el Océano Atlántico Sudoccidental, para el año 2022, y provisoria para el año 2023, sean del orden de las 3.821 t.

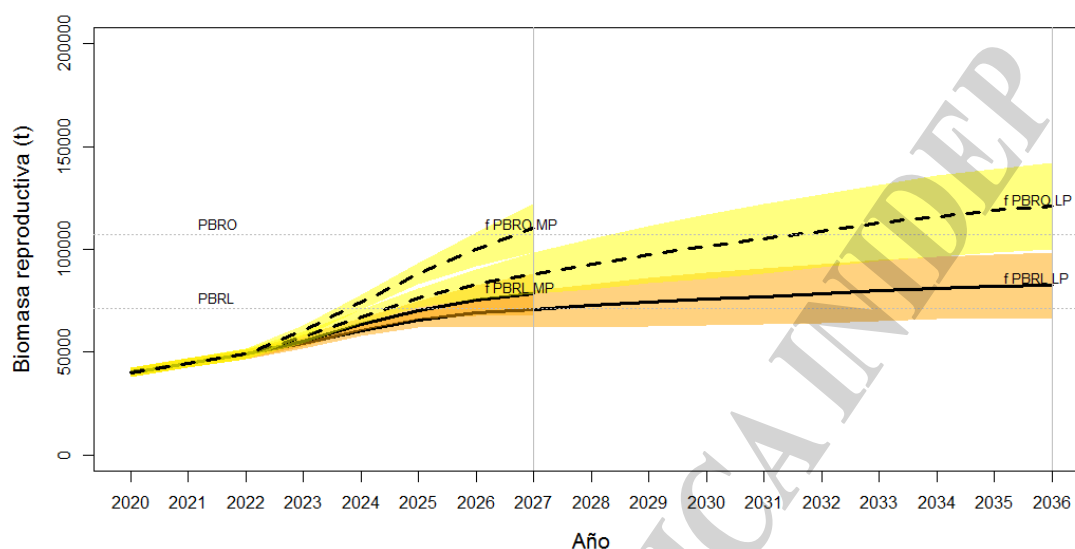


Figura 8. Proyección de la biomasa reproductiva (BR) en función de los niveles de mortalidad por pesca (f) que permitirían alcanzar y superar el PBRO (línea a guiones) y el PBRL (línea continua) en el mediano (MP: 2027) y largo plazo (LP: 2036).

Tabla 10. Factor de mortalidad por pesca anual (f) y Captura Biológicamente Aceptable en el año 2022 (CBA_{2022} , en toneladas) que permiten alcanzar los PBR del 20 y 30% de la BR_v , en el mediano (MP) y largo plazo (LP), con un riesgo del 10% de no lograrlo.

PLAZO \ PBR	BR \geq PBRL (PBRL = $BR_{lim} = 0,20BR_v$)		BR \geq PBRO (PBRO = $BR_{obj} = 0,30BR_v$)	
	$f_{20\%}$	CBA_{2022}	$f_{30\%}$	CBA_{2022}
MP(7 años: 2027)	0,087	5.922	0,000	0
LP(16 años: 2036)	0,112	7.524	0,056	3.821



Tabla 11. Riesgos de disminución de la biomasa reproductiva (BR) por debajo de cada PBR considerado, asociados a cada nivel de f proyectado y a la CBA_{2022} correspondiente en el mediano (MP: 7 años) y largo (LP: 16 años) plazo.

f	CBA ₂₀₂₂	BR<0,2BR _v		BR<0,3BR _v	
		MP	LP	MP	LP
0,000	0	0,0000	0,0000	0,3247	0,0000
0,005	352	0,0000	0,0000	0,5007	0,0000
0,010	704	0,0000	0,0000	0,6253	0,0000
0,015	1.051	0,0000	0,0000	0,7420	0,0000
0,020	1.399	0,0000	0,0000	0,8407	0,0000
0,025	1.747	0,0000	0,0000	0,9033	0,0000
0,030	2.091	0,0000	0,0000	0,9340	0,0000
0,035	2.433	0,0000	0,0000	0,9693	0,0013
0,040	2.775	0,0000	0,0000	0,9813	0,0027
0,045	3.114	0,0000	0,0000	0,9893	0,0140
0,050	3.453	0,0000	0,0000	0,9907	0,0240
0,055	3.794	0,0000	0,0000	0,9987	0,0940
0,060	4.126	0,0000	0,0000	0,9993	0,1647
0,065	4.461	0,0000	0,0000	0,9987	0,2900
0,070	4.794	0,0007	0,0000	0,9993	0,4547
0,075	5.121	0,0080	0,0000	1,0000	0,5920
0,080	5.449	0,0200	0,0000	1,0000	0,7347
0,085	5.779	0,0647	0,0000	1,0000	0,8273
0,090	6.101	0,1187	0,0020	1,0000	0,9147
0,095	6.432	0,2060	0,0027	1,0000	0,9507
0,100	6.752	0,3200	0,0147	1,0000	0,9713
0,105	7.076	0,4420	0,0367	1,0000	0,9867
0,110	7.389	0,5693	0,0653	1,0000	0,9940
0,115	7.718	0,6707	0,1260	1,0000	0,9987
0,120	8.026	0,7773	0,2133	1,0000	0,9987
0,125	8.349	0,8467	0,3393	1,0000	0,9993
0,130	8.658	0,8920	0,4633	1,0000	1,0000
0,135	8.972	0,9393	0,5993	1,0000	1,0000
0,140	9.278	0,9573	0,7113	1,0000	1,0000
0,145	9.599	0,9813	0,8000	1,0000	1,0000
0,150	9.898	0,9893	0,8567	1,0000	1,0000
0,155	10.216	0,9933	0,9233	1,0000	1,0000
0,160	10.514	0,9973	0,9713	1,0000	1,0000
0,165	10.805	0,9973	0,9847	1,0000	1,0000
0,170	11.116	0,9993	0,9867	1,0000	1,0000
0,175	11.417	0,9987	0,9947	1,0000	1,0000
0,180	11.730	0,9987	0,9967	1,0000	1,0000
0,185	12.029	1,0000	0,9993	1,0000	1,0000
0,190	12.336	0,9993	1,0000	1,0000	1,0000
0,195	12.613	1,0000	0,9993	1,0000	1,0000
0,200	12.916	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000

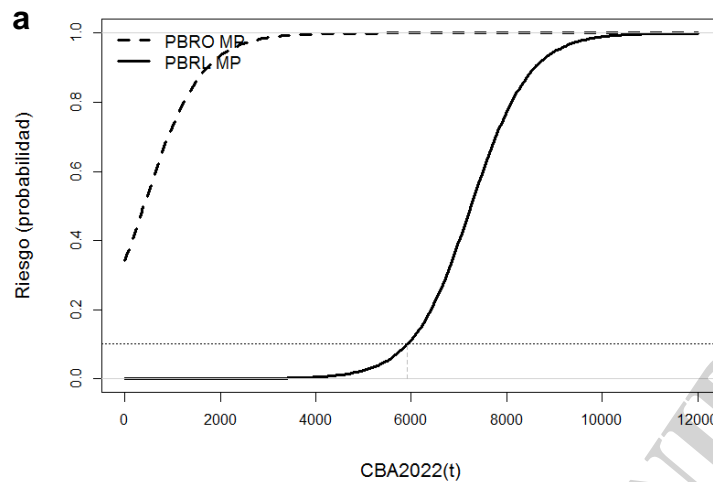


Figura 9. Curvas de riesgo (probabilidad) de disminución de la biomasa reproductiva (BR) por debajo de cada PBR ($PBRL=0,20BR_v$ y $PBRO=0,30BR_v$) asociado a la CBA del año 2022 en el mediano (MP, 7 años: 2027) (a) y largo (LP, 16 años: 2036) (b) plazo.

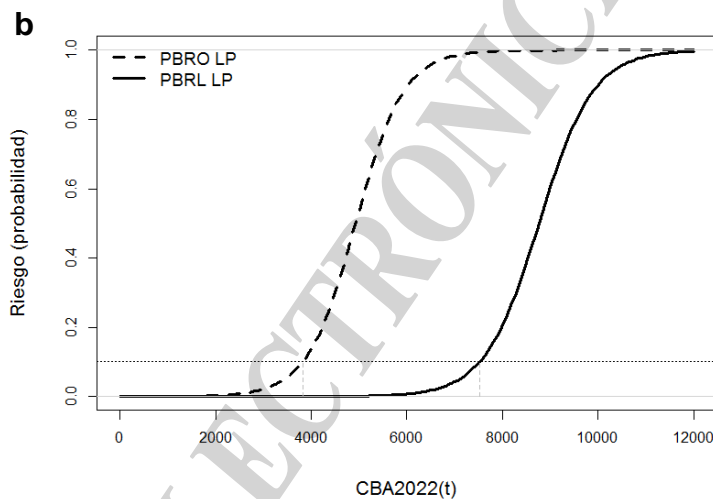


Figura 9 (continuación). Curvas de riesgo (probabilidad) de disminución de la biomasa reproductiva (BR) por debajo de cada PBR ($PBRL=0,20BR_v$ y $PBRO=0,30BR_v$) asociado a la CBA del año 2022 en el mediano (MP, 7 años: 2027) (a) y largo (LP, 16 años: 2036) (b) plazo.

Conclusiones

El ajuste del modelo a los índices de abundancia y las estructuras de edades fue aceptable, tanto de las campañas como de la flota. La tendencia general de la abundancia del recurso fue decreciente, con una estabilización y leve aumento durante los últimos años. Según las estimaciones del diagnóstico, las biomazas total (BT) y reproductiva (BR) en el último año del período de diagnóstico con captura conocida (2020) se estimaron en unas 72.692 y 40.214 t, respectivamente, representando el valor de BR (BR_{2020}) un 11% de aquel valor en el estado virgen ($BR_v=356.830$ t). En el año siguiente (2021), suponiendo un valor de captura para dicho año, las proyecciones de BT y BR, resultaron en 78.961 y 43.867 t, respectivamente, representando el valor de BR (BR_{2020}) un 12% de aquel valor en el estado virgen. En estos dos últimos años la BR se ubicó por debajo del Punto Biológico de Referencia Límite (PBRL: 20%



de la BR en el estado virgen), considerado como un umbral de seguridad biológica, que no debería ser sobrepasado en especies demersales de resiliencia media-baja, tal como es en esta especie.

El efecto de estabilización y leve recuperación de la abundancia durante los últimos años, aunque sin lograr alcanzar aun el nivel del PBRL, podría tener relación con la disminución del esfuerzo nominal aplicado tanto por la flota fresquera como por la congeladora sobre los efectivos de merluza común durante los años 2009 a 2020 y 2011 a 2020, respectivamente.

Según la relación stock-recluta estimada para la segunda mitad del período de diagnóstico (2000-2021), con puntos ubicados mayoritariamente en el sector de la curva donde la pendiente se dirige en dirección al origen, donde la relación se vuelve más denso-dependiente, se hace evidente que la capacidad reproductiva de la especie continúa comprometida. Sin embargo, en los últimos siete años se estimó un aumento en el nivel del reclutamiento y, en los últimos tres años, una leve recuperación de la BR, aunque asociado a un nivel elevado de incertidumbre en dichas estimaciones.

Las estimaciones de los patrones de selección mostraron una reducción en la edad de primera captura durante el último período (1998-2020) y, por lo tanto, una mayor proporción de juveniles retenidos por la pesca, reflejado en las estructuras de longitudes. A partir del año 2016 se observó una disminución gradual en la proporción de juveniles hasta el año 2020, lo que podría indicar una cierta mejoría por la presencia de adultos en el efectivo.

La alta proporción de juveniles en el efectivo, sumado a una relación BR/BR_v por debajo del PBRL y a una ubicación riesgosa en la relación stock-recluta, durante los últimos años, indicaría que el estado del recurso aún continúa siendo crítico, con riesgo de sobrepesca de reclutamiento.

Teniendo en cuenta el estado del efectivo, el nivel de explotación aplicado durante los últimos años, el hecho de ser un recurso compartido y las características biológicas de la especie (resiliencia baja-media a la explotación, baja fecundidad, crecimiento lento, estilo de vida sedentario y longevidad media), es poco probable que se produzcan reclutamientos exitosos que permitan la recuperación de la BR a valores biológicamente seguros en el corto-mediano plazo (3-7 años).

Dado que las BR₂₀₂₀ y BR₂₀₂₁ se encontrarían en un nivel por debajo de los PBR planteados (PBRL=20 y PBRO=30% de la BR_v), se proponen estrategias de recuperación de la BR a partir de las estimaciones de las CBA₂₀₂₂ dependiendo del objetivo que se desea alcanzar y el riesgo asumido en los plazos planteados. La estrategia precautoria más adecuada sería aquella correspondiente a un nivel de mortalidad por pesca (f) de hasta 0,056, asociado a una CBA₂₀₂₂ de hasta unas 3.821 t, la cual permitiría alcanzar el PBRO en el largo plazo, como se describe en la tabla siguiente: Los resultados se presenta en el siguiente cuadro:

PLAZO \ PBR	BR >= PBRL (PBRL=BR _{lím} =0,20BR _v)		BR >= PBRO (PBRO=BR _{obj} =0,30BR _v)	
	f _{20%}	CBA ₂₀₂₂	f _{30%}	CBA ₂₀₂₂
MP(7 años: 2027)	0,087	5.922	0,000	0
LP(16 años: 2036)	0,112	7.524	0,056	3.821

A partir del estado de explotación del efectivo de abadejo, diagnosticado como crítico, se sugiere una Captura Máxima Permisible (CMP) para el año 2022, en la totalidad del Océano Atlántico Sudoccidental, no mayor a 3.821 toneladas, y una CBA provisoria para



el año 2023 de igual magnitud. Es importante resaltar que dichos valores de captura se definieron, en función del enfoque precautorio, considerando un único efectivo de abadejo a partir del cual se obtiene la totalidad de las capturas en el Océano Atlántico sudoccidental.

A pesar de las recomendaciones dispuestas de reducción de captura por el Consejo Federal Pesquero a partir de diciembre de 2012, hasta el momento no se han observado señales claras de recuperación del estado del recurso, excepto un leve aumento en las estimaciones de la abundancia de los últimos años y una cierta disminución en la proporción de individuos juveniles en los muestreos de observadores a bordo (Irusta et al. 2016; Pisani 2019; Pisani & Di Marco 2019, 2021, Di Marco 2016, 2018, 2019 y 2021). Se aconseja proseguir con el mismo esquema de medidas de manejo establecidas hasta el momento, tendiente a recuperar la BR a niveles por encima de ambos PBR en el mediano-largo plazo. Cabe aclarar que al ser una especie de longevidad media o media-elevada (unos 30 años), crecimiento lento, edad de primera madurez de casi cinco años y de resiliencia baja o baja-media, la recuperación de la biomasa reproductiva no sería inmediata. Por ello se sugiere:

- Continuar con la restricción de los cupos de captura de abadejo por buque y por viaje de pesca de 10 toneladas o un tres (3) por ciento de la captura total, lo que resulte menor (Resolución N° 09/18 del Consejo Federal Pesquero).
- Continuar con la prohibición de la pesca dirigida con redes de arrastre y otros artes, en las zonas donde se concentra casi en forma exclusiva, como en los sectores denominados “pozos” de abadejo, respetando la Resolución N° 06/17 del Consejo Federal Pesquero. En dichos sectores, el recurso es altamente vulnerable por su estado de agregación, y es recomendable no pescar hasta tanto se evidencien signos de recuperación.
- Profundizar en el conocimiento sobre la estructura de la captura mediante la optimización del muestreo y submuestreo de la especie a bordo de la flota merlucera fresca y congeladora por parte de los observadores del INIDEP.

Bibliografía

- ADMB-Project 2011a. AD Model Builder version 10.0.0. ADMB Foundation (<http://admb-project.org>).
- ADMB-Project 2011b. An introduction to AD Model Builder version 10.0.0, for use in nonlinear modeling and statistics. ADMB Foundation., 213 p. (<http://admb-project.org>).
- BARANOV FI. 1918. On the question of the biological basis of fisheries. Nauchn. Issled. Ikhtiol. Inst. Izv., 1:81-128 (in Russian).
- BEDDINGTON JR, COOKE JG. 1983. The potential yield of fish stocks. FAO Fish.Tech.Pap., (242):47 p.
- 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.
- CADAVEIRA ML, PISANI E. 2021. Captura y esfuerzo de la flota comercial argentina que declaró abadejo (*Genypterus blacodes*) en el año 2020. Comparación con 2019. Informe de Investigación N° 088/2021, 12 p.
- CANALES C. 2015. Informe de Curso-Taller “Revisión de la Evaluación de *Stock* de Pez Palo (*Percophis brasiliensis*) en el ecosistema costero bonaerense al norte de los 39° S. Argentina. INIDEP, Mar del Plata, Argentina, 5-10 julio 2015. 41 p.
- CANALES C. 2016. Informe de taller “Revisión y evaluación de merluza de cola del océano atlántico sudoccidental”. Argentina. INIDEP, Mar del Plata, 16-20 de mayo de 2016, 28 p.



- CORDO HD. 2004. Abadejo (*Genypterus blacodes*). Caracterización biológica y estado del recurso. Pp. 237-253. En: SÁNCHEZ, R. & S. I. BEZZI (Eds.). El Mar Argentino y sus recursos pesqueros. Tomo 4: Los peces marinos de interés pesquero. Caracterización biológica y evaluación del estado de explotación. Mar del Plata, INIDEP, 359 p.
- CLARK WG. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 48: 734-750.
- CORDO HD. 1999. Evaluación del estado actual del recurso abadejo y perspectivas de mediano y largo plazo. Inf. Téc. Int. INIDEP-DNI N° 4/99: 10 p.
- CORDO HD. 2001. Estructura y abundancia del *stock* reproductor del abadejo (*Genypterus blacodes*) del mar argentino, en el período 1995-2000. Inf. Téc. Int. INIDEP-DNI N° 91/01: 22 p.
- CORDO HD. 2003. Estimación de índices de abundancia del *stock* reproductor del abadejo, a partir de datos de campañas de investigación realizadas durante 2001 y 2002. Inf. Téc. Int. INIDEP-DNI N° 03/03: 7 p.
- CORDO HD. 2008. Un nuevo enfoque en la evaluación del estado actual del recurso abadejo (*Genypterus blacodes*). Inf. Invest. INIDEP N° 41/08, 19 p.
- CORDO HD. 2009. Evaluación del estado actual del abadejo (*Genypterus blacodes*) y estimación de la captura biológicamente aceptable en el año 2009 y en el largo plazo. Inf. Invest. INIDEP N° 42/09, 17 p.
- CORDO HD. 2010. Estimación de índices de abundancia de abadejo (*Genypterus blacodes*) a partir de datos de captura y esfuerzo de la flota comercial (1986-2009). Inf. Invest. INIDEP N° 60/10, 9 p.
- CORDO HD. 2011a. Estimación de índices de abundancia de abadejo (*Genypterus blacodes*) a partir de datos de captura y esfuerzo de la flota comercial (1986-2010). Inf. Invest. INIDEP N° 26/11, 9 p.
- CORDO HD. 2011b. Estructura de tallas del desembarque comercial de abadejo (*Genypterus blacodes*) en el puerto de Mar del Plata. Año 2010. Inf. Invest. INIDEP N° 21/11, 11 p.
- CORDO HD. 2012a. Estimación de índices de abundancia de abadejo (*Genypterus blacodes*) a partir de datos de captura y esfuerzo de la flota comercial (1986-2011). Inf. Invest. INIDEP N° 29/12, 9 p.
- CORDO HD. 2012b. Estructura de tallas del desembarque comercial de abadejo (*Genypterus blacodes*) en el puerto de Mar del Plata. Año 2011. Inf. Invest. INIDEP N° 27/12, 11 p.
- CORDO HD. 2012c. Evaluación del estado actual del abadejo (*Genypterus blacodes*) y estimación de la captura biológicamente aceptable en el año 2012 y en el largo plazo. Inf. Téc. Oficial INIDEP N° 24/12, 22 p.
- CORDO HD. 2013. Evaluación del estado actual del abadejo (*Genypterus blacodes*) y estimación de la captura biológicamente aceptable en el año 2014 y en el largo plazo. Inf. Téc. Oficial INIDEP N° 16/2013, 35 p.
- CORDO HD. 2014. Evaluación del estado actual del abadejo (*Genypterus blacodes*) y estimación de la captura biológicamente aceptable en el año 2014 y en el largo plazo. Inf. Téc. Oficial INIDEP N° 13/2014, 36 p.
- D'ATRI L. 2006. Crecimiento en longitud, talla y edad de primera madurez del abadejo (*Genypterus blacodes*) de aguas argentinas. Inf. Téc. Int. INIDEP-DNI N° 98/06: 21 p.
- D'ATRI L. 2007. Parámetros de crecimiento en longitud del abadejo (*Genypterus blacodes*). Período 2005-2007. Inf. Téc. Int. INIDEP-DNI N° 32/07: 8 p.
- D'ATRI L. 2009. Parámetros de crecimiento del abadejo (*Genypterus blacodes*) en el área reproductiva. Año 2009. Inf. Inv. INIDEP N° 70/2009, 6 p.



- DI MARCO E. 2016. Evaluación del estado de explotación del abadejo (*Genypterus blacodes*) del Atlántico Sudoccidental. Período 1980-2015. Recomendación de Captura Biológicamente Aceptable para el año 2017. Inf. Téc. Oficial INIDEP N° 43/2016, 38 p.
- DI MARCO E. 2018. Estado de explotación del abadejo (*Genypterus blacodes*) del Atlántico Sudoccidental durante el período 1980-2017 y proyecciones de la abundancia. Captura Biológicamente Aceptable para el año 2018. Inf. Téc. Oficial INIDEP N° 26/2018, 40 p.
- DI MARCO E. 2019. Abundancia y estado de explotación del abadejo (*Genypterus blacodes*) del Atlántico Sudoccidental durante el período 1980-2018. Captura biológicamente aceptable para el año 2019 y provisoria 2020. Inf. Téc. Oficial INIDEP N°41/2019, 34 p.
- DI MARCO E. 2021. Evaluación de la abundancia y estado de explotación del abadejo (*Genypterus blacodes*) del Atlántico Sudoccidental (período 1980-2020). Captura Biológicamente Aceptable para el año 2021. Inf. Téc. Oficial INIDEP N°007/2021, 34 p.
- DI MARCO E & WÖHLER OC. 2002. Estadística pesquera de peces demersales australes en el Atlántico Sudoccidental (período 1978-2000). Inf. Téc. Interno INIDEP N° 68/2002, 83 p.
- DI MARCO E & PISANI E. 2020. Estandarización de las tasas de captura de abadejo (*Genypterus blacodes*) accesible a la flota fresquera argentina que operó durante el período 2009-2018. Informe de Investigación DNI-INIDEP N° 75/2020, 19 p.
- DI MARCO E, SAMMARONE M. & PISANI E. 2020. Estandarización de la CPUE de abadejo (*Genypterus blacodes*) proveniente de la flota fresquera arrastrera argentina que operó durante el período 2009-2019. Informe de Investigación DNI-INIDEP N° 78/2020, 19 p.
- DI MARCO E, SAMMARONE M. & SCARLATO N. 2021. Índice de abundancia de abadejo (*Genypterus blacodes*): estandarización de la CPUE proveniente de la flota fresquera arrastrera. Período 2009-2020. Informe de Investigación DNI-INIDEP N° 071/2021, 17 p.
- 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. 1993. Monte Carlo evaluation of risks for biological reference points used in New Zealand fishery assessments. En: S.J Smith, J.J. Hunt and D. Rivard (Eds.) Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 120: 221-230.
- FRANCIS RICC. 2011. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 68:1124-1138.
- FRANCIS RICC. 2016. Revisiting data weighting in fisheries stock assessment models. Fisheries Research. DOI: 10.1016/j.fishres.2016.06.006.
- GIUSSI AR, DI MARCO EJ, ZAVATTERI A, WÖHLER OC. 2016. Evaluación de abundancia de la merluza de cola (*Macruronus magellanicus*) del Atlántico Sudoccidental. Período 1985-2015. Inf. Téc. Of. INIDEP N°40/16, 22 p.
- GOODYEAR CP. 1989. Spawning stock biomass per recruit: the biological basis for a fisheries management tool. ICCAT Working Document SCRS/89/82. 10p.
- GOODYEAR CP. 1993. Spawning stock biomass per recruit in fisheries management: foundation and current use. En: S.J Smith, J.J. Hunt and D. Rivard (Eds.) Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 120: 67-81.
- GORINI FL, GIUSSI AR, WÖHLER OC. 2012. Estadística pesquera de peces demersales australes en el Atlántico Sudoccidental (Período 1999-2011). Inf. Téc. INIDEP N°19, 75 p.
- GORINI FL, GIUSSI AR, WÖHLER OC. 2013. Estadística pesquera de peces demersales australes en el Atlántico Sudoccidental (Período 2000-2012). Inf. Téc. INIDEP N°28, 75 p.



- GORINI FL, GIUSSI AR, WÖHLER OC. 2014. Estadística pesquera de peces demersales australes en el Atlántico Sudoccidental (Período 2001-2013). Inf. Téc. INIDEP N°17, 72 p.
- GORINI FL, GIUSSI AR. 2016. Estadística pesquera de peces demersales australes en el Atlántico Sudoccidental (Período 2003-2015). Inf. Téc. INIDEP N°60, 60 p.
- International Council for the Exploration of the Sea (ICES). 1997. Report of the study group on the precautionary approach to fisheries management. ICES CM 1997/Assess:7, 37 p
- IRUSTA CG, SIMONAZZI M. 2014. Estimación de la CPUE de merluza (*Merluccius hubbsi*) correspondiente al efectivo patagónico localizado entre 41° S y 48° S entre los años 2009-2013. Informe de Investigación DNI-INIDEP N°09 /2014, 15 p.
- IRUSTA CG, PISANI E, CASTRUCCI R, SIMONAZZI M. 2016. Análisis de la estadística comercial dirigida a abadejo y estado de explotación del recurso. Sugerencias de medidas de manejo. Inf. Téc. Oficial INIDEP N° 30/16, 22 p.
- IRUSTA CG, CASTRUCCI R. 2020. Análisis de la actividad de la flota comercial de altura argentina que operó sobre la merluza (*Merluccius hubbsi*) en 2018 y 2019. Informe de Investigación DNI-INIDEP N°58 /2020, 28 p.
- IRUSTA CG, CASTRUCCI R. 2021. Análisis de la actividad de la flota comercial de altura argentina que operó sobre la merluza (*Merluccius hubbsi*) en 2019 y 2020. Informe de Investigación DNI-INIDEP N°036 /2021, 27 p.
- KIMURA DK, CHIKUNI S. 1987. Mixtures of empirical distributions: An iterative application of the age-length key. Biometrics, Vol. 43, N° 1, p. 23-35.
- MCALLISTER MK, IANELLI JN. 1997. Bayesian stock assessment using catch-age data and the sampling-importance resampling algorithm. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54:284-300.
- MACE PM, SISSEWINE MP. 1993. How much spawning per recruit is enough? In: S.J Smith, J.J. Hunt and D. Rivard (Eds.) Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 120: 101-118.
- MAUNDER MN & PUNT AE. 2004. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. Fisheries Research, 70: 141-159.
- MYERS RA, ROSENBERG AA, MACE PM, BARROWMAN N, RESTREPO VR. 1994. In search of thresholds for recruitment overfishing.
- OTERO HO, BEZZI SI, VERAZAY GA, PÉREZ COMAS JA, PERROTTA RG, SIMONAZZI MA, RENZI MA. 1983. Distribución, áreas de concentración, biomasa y rendimiento potencial de diferentes especies comerciales del Mar Argentino. Mar del Plata, Argentina, INIDEP, Contribución, 433: 39-83 p.
- PISANI E. 2019. Captura y esfuerzo de la flota comercial argentina que declaró abadejo (*Genypterus blacodes*) durante los años 2016-2017, medidas de manejo implementadas. Informe Técnico Oficial N°12/2019, 18 p.
- PISANI E. 2021. Captura y esfuerzo de la flota comercial argentina que declaró abadejo (*Genypterus blacodes*) en los años 2018-2019. Informe de Investigación N°089/2021, 14 p.
- PISANI E, DI MARCO E. 2017. Estructura de longitudes del desembarque comercial de abadejo (*Genypterus blacodes*) en el puerto de Mar del Plata. Año 2016. Informe de Investigación DNI-INIDEP N°78/2017, 11 p.
- PISANI E, DI MARCO E. 2018. Composición de longitudes y edades del abadejo (*Genypterus blacodes*) desembarcado en el puerto de Mar del Plata y observado a bordo de la flota comercial. Año 2017. Informe de Investigación DNI-INIDEP N°26/2018, 15 p.



- PISANI E, DI MARCO E. 2019. Composición de longitudes y edades del abadejo (*Genypterus blacodes*) desembarcado en el puerto de Mar del Plata y observado a bordo de la flota comercial. Año 2018. Informe de Investigación DNI-INIDEP N°111/2019, 17 p.
- PISANI E, DI MARCO E. 2021. Composición de longitudes y edades de abadejo (*Genypterus blacodes*) obtenidas por la flota fresquera. Año 2019. Informe de Investigación DNI-INIDEP N°008/2021, 12 p.
- POLACHEK T, HILBORN R, PUNT AE. 1993. Fitting surplus production models: comparing methods and measuring uncertainty. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50:2597-2607.
- PUNT AE & JAPP DW. 1994. Stock assessment of the kingklip *Genypterus capensis* of South Africa. *S. Afr. J. mar. Sci.*, 14: 133-149.
- PUNT AE, 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 2021. https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/pesca_maritima/desembarques/
- SAMMARONE M. 2019. Distribución, estructura de longitudes y abundancia del abadejo; (*Genypterus blacodes*) en el área reproductiva patagónica. Período 2000-2012. Informe de Investigación N° 063/2019, 19 p.
- SAMMARONE M, DI MARCO E. En revisión. Composición de longitudes y edades de abadejo (*Genypterus blacodes*), obtenidas a partir de muestras provenientes de observadores a bordo de la flota fresquera de altura. Año 2020. Informe de Investigación en revisión, 11 p.
- SERCHUK FM, GRAINGER JR. 1992. Development of the basis and form of ICES Fisheries Management Advice; Historical background (1976–1990) and the new form of ACFM Advice (1991 - ?). *ICES CM 1992/Assess*: 20.
- SHONO H. 2008. Confidence interval estimation of CPUE year trend in delta-type two-step model. *Fisheries Science* 74:712-717.
- SPARRE P, URSIN E, VENEMA SC. 1989. Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1. Manual. *FAO Fisheries Technical Paper* N° 306.1, 337 p.
- STEFÁNSSON G. 1996. Analysis of groundfish survey data: combining the GLM and delta approaches. *ICES, Journal of Marine Science*, 53: 577-588.
- THOMPSON GG. 1993. A proposal for a threshold stock size and maximum fishing mortality rate. *In*: S.J Smith, J.J. Hunt and D. Rivard (Eds.) *Risk evaluation and biological reference points for fisheries management*. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 120: 303-320.
- 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>.
- VALERO J. 2018. Informe del “Taller sobre tópicos avanzados en evaluación de stock utilizando *Stock Synthesis*, con enfoque en Pez Palo y otros recursos pesqueros costeros de Argentina”. Realizado en el INIDEP, Mar del Plata, Argentina, 10-14 de diciembre de 2018. 23 p.