

2025

Informe
TÉCNICO OFICIAL

044-25

NO-2025-128660979-APN-DNI#INIDEP
19/11/2025

**Evaluación del efectivo de abadejo (*Genypterus blacodes*)
en el Atlántico Sudoccidental (período 1980-2024).
Recomendación de la CBA 2026.**

Analía R. Giussi, Emiliano J. Di Marco y Martín F. Pedernera

Dirección: Dirección de Pesquerías de Peces
Programa/Gabinete: Pesquerías de Peces Demersales Australes y Subantárticos

Citar como:

*Giussi AR, Di Marco EJ, Pedernera MF. 2025. Evaluación del efectivo de abadejo (*Genypterus blacodes*) en el Atlántico Sudoccidental (período 1980-2024). Recomendación de la CBA 2026. Inf. Téc. N° 044/2025. 35 p.*



Evaluación del efectivo de abadejo (*Genypterus blacodes*) en el Atlántico Sudoccidental (período 1980-2024). Recomendación de la CBA 2026

Analía R. Giussi, Emiliano J. Di Marco y Martín F. Pedernera

Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP)

Resumen ejecutivo

Los desembarques de abadejo (*Genypterus blacodes*) en el Atlántico Sudoccidental se redujeron en un 70% desde el año 2012, año en que entraron en vigor varias medidas de manejo para la flota argentina. Ésta era la responsable de más del 80% de las descargas, pero actualmente sólo alcanza al 40%. Dicha merma habría estado directamente relacionada con las regulaciones referidas a la limitación de las capturas por viaje y la prohibición de los arrastres en las áreas comúnmente denominadas como “pozos de abadejo” hasta tanto se evidenciaran signos de recuperación de la abundancia, y a la disminución de la Captura Máxima Permisible (CMP), concordante con el estado del recurso.

Para conocer el estado de explotación y realizar la evaluación de la abundancia de este recurso en el período 1980-2024, se planteó 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 (B_{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 1981-2024 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 evaluaciones previas. Uno de los cuatro índices, derivado de las campañas de investigación realizadas durante el período 1992-2022, 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 1986-2024, representaron al efectivo explotable. De los tres índices restantes, dos derivaron de las flotas fresquera y congeladora que operaron durante los períodos 1986-1997 y 1998-2008 y el restante únicamente de la flota fresquera que comprendió el período 2009-2024. En relación con la estructura poblacional, 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 (1980-2024), la tendencia general de la abundancia del recurso fue decreciente. Recientemente, se observó una estabilización de la abundancia luego de un leve incremento de la fracción reproductiva en los últimos años del período analizado (2016-2024), aunque aún en un nivel por debajo de la seguridad biológica. Esta leve recuperación podría explicarse en función de la disminución del esfuerzo de pesca aplicado por la flota arrastrera sobre la merluza argentina (*Merluccius hubbsi*). Según los resultados, las biomásas, total (B) y reproductiva (BR), en el año 2024 se estimaron en 61.431 y 44.152 t, respectivamente. El valor de la BR representó el 16% de aquel estimado en el estado virgen (BR_v). El recurso, a pesar de la leve recuperación a la que se hizo referencia, se encuentra aún por debajo del Punto Biológico de Referencia Límite (PBRL: $0,2BR_v$).

No obstante, la capacidad reproductiva del recurso podría estar aún comprometida, con riesgo de sobrepesca de reclutamiento, tal como se evidenció en evaluaciones previas. Por ello, dado el estado actual, se proponen estrategias que contribuirían a la recuperación de la abundancia de reproductores en el mediano y en el largo plazo. El resumen de dichas estrategias se presenta en el siguiente cuadro:



PLAZO \ PBR	BR >= PBRL (PBRL=BR _{lim} =0,20BR _v)		BR >= PBRO (PBRO=BR _{obj} =0,30BR _v)	
	f _{20%}	CBA ₂₀₂₆	f _{30%}	CBA ₂₀₂₆
MP (7 años: 2031)	0,080	3.352	0,000	0
LP (16 años: 2040)	0,185	7.231	0,105	4.249

De acuerdo con las proyecciones de la evolución futura del recurso en este estudio y con distintos niveles de extracción, el PBRO se alcanzaría en 16 años, en el largo plazo. En cambio, en el mediano plazo, es decir en siete años, el recurso se recuperaría por encima del PBRL, pero no podría alcanzarse el PBRO, aún en ausencia de pesca.

En función de estos resultados y en base a que el estado de explotación del efectivo de abadejo se diagnosticó como crítico, se sugiere una Captura Máxima Permisible (CMP) para el año 2026 que no supere las 3.352 t para la totalidad de las flotas que operan en el océano Atlántico Sudoccidental (ASO).

Es crucial que su recuperación se realice en el menor tiempo posible que, en este caso implicaría, como mínimo, un lapso de siete años (mediano plazo) a fin de que el recurso se ubique por encima del límite de sustentabilidad. Capturas superiores al valor sugerido duplicarían el riesgo de continuar en el estado de agotamiento observado actualmente.

Históricamente, las declaraciones de capturas en el ASO han superado la CMP anual establecida por la administración pesquera nacional. Es importante señalar que este exceso, llevado a cabo por las distintas flotas, tanto nacional como extranjera, habrían producido una disminución de la capacidad de producción y renovación anual de este recurso.

A pesar de las recomendaciones de reducción de captura dispuestas 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 abundancia de los últimos años y una disminución en la proporción de individuos juveniles en los muestreos de observadores a bordo. 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 lo tanto, 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. Por ello, se sugiere:

- Continuar con la restricción de los cupos de captura de abadejo por buque y por viaje de pesca hasta tanto se determine la posibilidad de su flexibilización en función del estado del recurso.
- 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.
- Evaluar la posibilidad de restringir directa o indirectamente las capturas de abadejo llevadas a cabo por flotas extranjeras en el área adyacente, las que constituyen prácticas de pesca INDNR.
- 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 fresquera y congeladora por parte de los observadores del INIDEP.

Palabras Clave

Abadejo (*Genypterus blacodes*), Atlántico Sudoccidental, evaluación de abundancia, Captura Biológicamente Aceptable.

Introducción

El abadejo (*Genypterus blacodes*) es una especie de hábito demersal-bentónico que se distribuye en el hemisferio sur, en los sectores sudoccidental y sudoriental de los océanos Atlántico y Pacífico. En el Atlántico sudoccidental habita aguas de la plataforma continental, entre los 35° y 55° S. Sus principales concentraciones se encuentran entre los 40° y 48° S, en profundidades que van de 50 a 300 m (Cordo 2004) y es dentro de los cañones submarinos, en proximidades del talud continental, donde actualmente se han registrado las máximas densidades y rendimientos pesqueros (Álvarez Colombo et al 2025, Giussi et al 2025a). Los sectores latitudinales extremos, comprendidos entre los 34° y 38° S, y los 50° y 55° S, presentan bajas densidades durante todo el año, con rendimientos variables principalmente en el sector austral.

Es un desovante parcial asincrónico de baja fecundidad. El desove ocurre en extensos sectores de 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 (AVPJM). Asimismo, las concentraciones detectadas en los cañones submarinos evidenciaron actividad reproductiva hasta el mes de marzo (Chavarría et al 2025).

Es una especie longeva y de crecimiento lento. Los individuos pueden vivir hasta 30 años y alcanzar los 120 cm LT (Cordo 2004). Alcanzan la madurez a los 70,5 cm LT una vez que han superado los 5 años (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).

El abadejo era capturado, en cantidades significativas como fauna acompañante en la pesca de la merluza común, principalmente por buques arrastreros (Villarino 1997, 1998, Cordo 1998). Actualmente podría suponerse que casi el 78% de la captura argentina sería incidental (50% en la pesquería de la merluza común y 28% en otras pesquerías). Los mayores registros han correspondido históricamente a los buques fresqueros, entre un 60 y 80%, siguiéndoles los buques congeladores, en porcentajes que alcanzaron hasta el 30% (Gorini et al. 2012, 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, coincidentes con el momento de mayor actividad reproductiva de la especie. Comúnmente, la flota fresquera opera al este del 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).

Las capturas totales en el océano Atlántico sudoccidental, que incluyen 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 (2020-2024) superaron escasamente, en promedio, las 5.300 t.

Hasta mediados de la década de 2010, 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 90% entre los años 2010 y 2024, de algo más de 16.000 t a unas 1.800 t (Navarro et al., 2014, SAGyP 2024). 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 hasta 2018. Posteriormente se observó una disminución paulatina hasta declarar cerca de 2.500 t. Las declaraciones de esta flota fueron superiores a la argentina en un 30%, en promedio.

La fuerte reducción en los desembarques habría estado directamente relacionada con las medidas de manejo implementadas dada la tendencia decreciente de la abundancia detectada durante las décadas de 1990 y 2000. Desde 2012, entraron en vigor varias 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 evidenciaran signos de recuperación (Resoluciones CFP N° 06/2017 y 10/2017). Históricamente, las declaraciones de capturas en el ASO han superado la CMP anual establecida por la administración pesquera nacional. Es importante señalar que este exceso, llevado a cabo por las distintas flotas, tanto nacional como extranjera, habrían producido una disminución de la capacidad de producción y renovación anual de este recurso.

En este informe, se realizó una evaluación del estado de abundancia del recurso abadejo (*Genypterus blacodes*) correspondiente al período 1980-2024. 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 2024 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 Subsecretaría de Recursos Acuáticos y Pesca 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 “ilegítimamente” en el área adyacente a las Islas Malvinas. Los desembarques declarados por Uruguay en los años 2024 y 2025, en el área del Tratado de la CTMFM, se consideraron idénticos a los del año 2023. De forma similar, los desembarques de las otras capturas extranjeras restantes (“Otros”) en el año 2024 y 2025, informados por FAO, se supusieron cercanos al promedio de los últimos tres años (2021-2023) dado que solamente se dispuso de la estadística actualizada por FAO hasta 2023. La captura argentina declarada del año 2025 se estimó como la suma de los desembarques mensuales declarados hasta el momento del inicio de la presente evaluación y los desembarques mensuales faltantes estimados como promedio de los mismos meses correspondientes a años previos.

Los desembarques argentinos correspondientes al período 1980-2010 se actualizaron según Sánchez et al. (2012) y los subsiguientes hasta 2024 se tomaron de los compilados de la estadística oficial (Navarro et al. 2014, 2019, 2022; SAGyP 2021, 2022, 2023, 2024, 2025). Las declaraciones correspondientes al período 2012-2024 fueron analizadas individualmente y se estimó un índice de corrección (Giussi et al. 2025b) que permitió considerarlas con el mínimo error en los ajustes del modelo (Tabla 1).



Tabla 1. Desembarques anuales (t) de abadejo en el Atlántico Sudoccidental (área 41 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. Los coeficientes de variación asociados a los índices de flota (cvfl1, cvfl2 y cvfl3) y campaña de investigación (cvcam) fueron uniformes para todo el período. *: Desembarques reestimados a partir de información histórica.

Año	Argentina	Uruguay	Otros	Total	If1	cvfl1	If2	cvfl2	If3	cvfl3	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	0,20	-	-	-	-	-	-
1987	15.175	2.443	610	18.228	111,02	0,20	-	-	-	-	-	-
1988	17.307	632	1.837	19.776	92,11	0,20	-	-	-	-	-	-
1989	21.092	290	852	22.234	85,60	0,20	-	-	-	-	-	-
1990	34.775	363	885	36.023	68,00	0,20	-	-	-	-	-	-
1991	18.850	797	971	20.618	77,77	0,20	-	-	-	-	-	-
1992	24.174	1.105	1.417	26.696	68,41	0,20	-	-	-	-	0,75	0,30
1993	26.010	1.645	1.093	28.748	54,69	0,20	-	-	-	-	1,11	0,30
1994	21.725	436	657	22.818	53,94	0,20	-	-	-	-	1,22	0,30
1995	23.711	105	1.517	25.333	43,83	0,20	-	-	-	-	1,26	0,30
1996	22.094	43	1.632	23.769	33,34	0,20	-	-	-	-	0,70	0,30
1997	21.939	41	1.256	23.236	28,73	0,20	-	-	-	-	0,99	0,30
1998	25.245	86	2.204	27.535	-	-	26,24	0,20	-	-	0,94	0,30
1999	21.793	206	2.708	24.707	-	-	27,53	0,20	-	-	0,56	0,30
2000	15.183	368	1.987	17.538	-	-	27,31	0,20	-	-	0,57	0,30
2001	19.666	756	2.313	22.735	-	-	37,41	0,20	-	-	0,37	0,30
2002	17.817	569	1.349	19.735	-	-	40,97	0,20	-	-	0,46	0,30
2003	14.605	215	1.634	16.454	-	-	31,70	0,20	-	-	-	-
2004	17.125	257	1.935	19.317	-	-	28,14	0,20	-	-	0,47	0,30
2005	18.628	189	249	19.066	-	-	32,47	0,20	-	-	0,66	0,30
2006	20.588	101	3.208	23.897	-	-	34,74	0,20	-	-	0,44	0,30
2007	20.609	153	3.876	24.638	-	-	30,16	0,20	-	-	0,47	0,30
2008	17.558	107	239	17.904	-	-	25,23	0,20	-	-	0	-
2009	16.694	42	3.802	20.538	-	-	-	-	19,94	0,20	0,28	0,30
2010	16.357	119	4.379	20.855	-	-	-	-	12,27	0,20	-	-
2011	16.276	221	4.672	21.169	-	-	-	-	15,99	0,20	-	-
2012	12.327	71	4.287	16.685	-	-	-	-	10,82	0,20	0,69	0,30
2013	9.082	33	4.179	13.294	-	-	-	-	16,32	0,20	-	-
2014	6.594	59	5.980	12.633	-	-	-	-	17,31	0,20	0,17	0,30
2015	7.941	33	4.842	12.816	-	-	-	-	10,04	0,20	-	-
2016	4.147	3	3.730	7.880	-	-	-	-	6,57	0,20	-	-
2017	4.412	39	4.118	8.569	-	-	-	-	12,75	0,20	-	-
2018	5.559	70	4.533	10.162	-	-	-	-	18,39	0,20	-	-
2019	4.018	160	3.223	7.401	-	-	-	-	14,69	0,20	0,3	0,30
2020	3.239	89	2.541	5.868	-	-	-	-	15,12	0,20	-	-
2021	4.140	66	2.147	6.353	-	-	-	-	19,98	0,20	-	-
2022	2.221	12	2.784	5.017	-	-	-	-	13,38	0,20	0,14	0,30
2023	1.709	26	2.665	4.400	-	-	-	-	11,67	0,20	-	-
2024	2.450	*26	*2.500	*4.976	-	-	-	-	17,33	0,20	-	-
2025	*2.431	*26	*2.500	*4.957	-	-	-	-	-	-	-	-

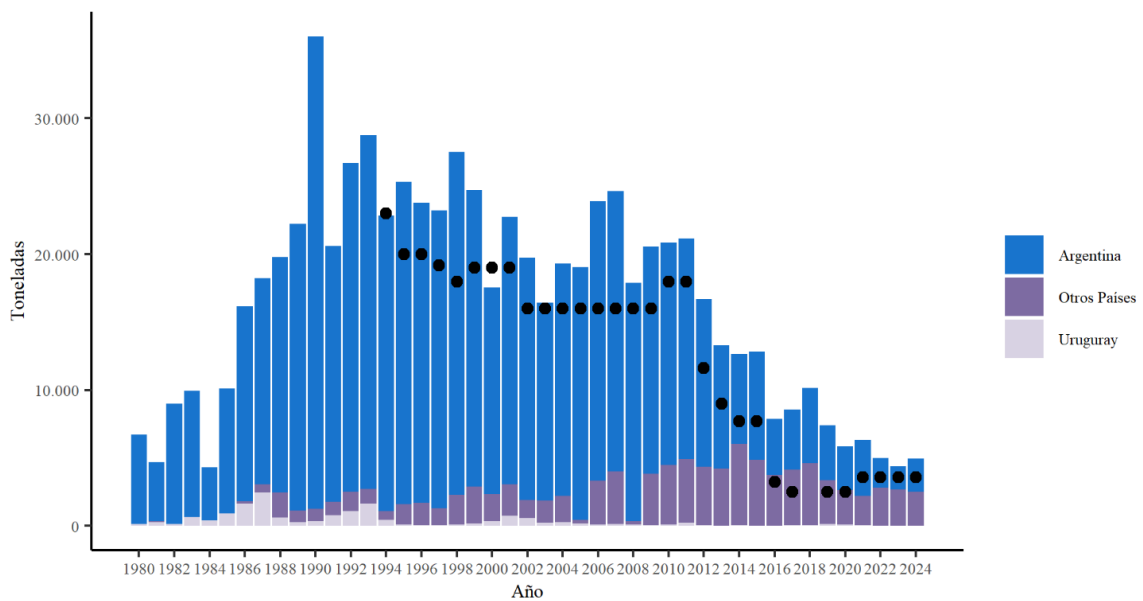


Figura 1. Desembarque anual (t) de abadejo en el Atlántico Sudoccidental (área 41 FAO) durante el período 1980-2024. Los valores declarados por Uruguay y Otros países correspondientes al año 2024 fueron estimados al no disponer de la información nominal actualizada. Los puntos indican las CMP anuales.

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 (B_{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 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 y de buques exclusivamente fresqueros en los informes más recientes (Tabla 1, Di Marco 2016, 2018, 2019 y 2021, Di Marco y Pisani 2020, Di Marco et al. 2020, 2021, 2023a,



2023b, 2024, 2025 en revisión). 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 2009-2024 (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 (Di Marco et al. 2025 en revisión).

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 homocedásticos y sus coeficientes de variación anuales (cvfl1, cvfl2 y cvfl3) se tomaron en un valor de 0,2.

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

Este índice se planteó con los datos de abundancia (kg/h) del efectivo que se encuentra en la plataforma continental entre los 45°S y los 51°S obtenidos durante las campañas de evaluación de prereclutas de calamar entre los años 1992 y 2022 considerados como pertenecientes a la temporada estival (índice 4: Icam, Giussi 2025 en revisión). En este caso en cv utilizado fue 0,3 (Tabla 1).

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 de 2010 a 2024 (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 1980-1997 (Di Marco 2016, 2018, 2019, 2021, 2022).

Las proporciones por edad correspondientes a los años 2010 a 2024 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 de la flota comercial durante dichos años



(Cordo, 2014; Di Marco, 2016, 2018; Pisani y Di Marco, 2017, 2018, 2019 y 2021; Giussi et al. 2025c en revisión).

Las reconstrucciones de los números a la edad, para los años 2010 a 2017, 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). Las estimaciones en edad, para el período 2018-2024, se realizaron empleando la relación longitud-edad de von Bertalanffy (1938). Los parámetros de crecimiento empleados se tomaron a partir 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. Dichas composiciones por edad se utilizaron a fin de ajustar, y estimar, internamente en el modelo de evaluación, los patrones de selección para los períodos correspondientes (1990-2016 y 2017-2024).

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 en la sección de definición y ajuste del modelo. Dicha función requirió del tamaño de muestra con valores iniciales que fueron modificados según la metodología de reponderación empleada por Francis (2011, 2016). A partir de dichos números, considerados como constantes en todos los años, se ajustó el modelo de evaluación, y se estimaron los tamaños de muestra efectivos, los cuales sirvieron de datos de entrada en un reajuste posterior, y final, del modelo de evaluación.

Tabla 3. Proporción del número de individuos por grupo de edad (E) en la captura observada a bordo en el año 1996 y 2018-2024, y desembarcada durante el período 2010-2017.

Edad/Año	1996	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
1	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0005	0,0000	0,0000	0,0000
2	0,0036	0,0013	0,0028	0,0001	0,0001	0,0098	0,0015	0,0010	0,0062
3	0,0488	0,0641	0,1435	0,0280	0,0143	0,1068	0,0889	0,0383	0,1488
4	0,1754	0,3699	0,3587	0,3562	0,3151	0,2792	0,4457	0,4056	0,2275
5	0,2315	0,2832	0,2245	0,2201	0,4569	0,2210	0,2190	0,3646	0,2993
6	0,2025	0,0830	0,0995	0,1466	0,1043	0,1552	0,0768	0,0565	0,2120
7	0,0922	0,0218	0,0348	0,0695	0,0335	0,0670	0,0351	0,0399	0,0322
8	0,0741	0,0454	0,0320	0,0601	0,0379	0,0755	0,0484	0,0234	0,0426
9	0,0506	0,0420	0,0344	0,0418	0,0179	0,0401	0,0314	0,0235	0,0174
10	0,0235	0,0318	0,0296	0,0293	0,0059	0,0182	0,0182	0,0173	0,0057
11	0,0380	0,0187	0,0123	0,0156	0,0030	0,0088	0,0116	0,0085	0,0024
12	0,0235	0,0134	0,0088	0,0123	0,0027	0,0059	0,0067	0,0059	0,0017
13	0,0108	0,0100	0,0041	0,0080	0,0013	0,0026	0,0053	0,0028	0,0008
14	0,0054	0,0074	0,0060	0,0063	0,0031	0,0041	0,0052	0,0062	0,0017
15+	0,0199	0,0079	0,0088	0,0064	0,0040	0,0054	0,0061	0,0065	0,0018

Edad/Año	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
1	0,002	0,004	0,003	0,030	0,000	0,000	0,000
2	0,037	0,061	0,024	0,138	0,023	0,001	0,017
3	0,191	0,173	0,053	0,114	0,024	0,008	0,100
4	0,255	0,180	0,096	0,113	0,012	0,053	0,177
5	0,194	0,147	0,195	0,127	0,138	0,155	0,225
6	0,115	0,101	0,209	0,123	0,141	0,183	0,155
7	0,069	0,012	0,127	0,082	0,160	0,190	0,078
8	0,047	0,076	0,097	0,078	0,161	0,166	0,057
9	0,028	0,046	0,059	0,043	0,107	0,098	0,051
10	0,022	0,044	0,043	0,039	0,067	0,058	0,052
11	0,013	0,024	0,030	0,027	0,034	0,022	0,028
12	0,009	0,018	0,020	0,022	0,024	0,023	0,038
13	0,007	0,015	0,012	0,018	0,012	0,017	0,011
14	0,005	0,012	0,011	0,014	0,010	0,009	0,005
15+	0,007	0,023	0,022	0,033	0,023	0,016	0,008

**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

Pesos 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 2024.

**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
2014/24	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
2014/24	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 (MECE) o Statistical Catch-at-Age Model (SCAA, Fournier & Archibald 1982, Methot 1990, Schnute 1994, Punt & Hilborn 1997). El MECE o 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 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 asume un patrón de selección constante durante cierto período de años.

El modelo consideró incertidumbre en los reclutamientos históricos estimados para el período de explotación (1980-2024) por medio de la adición de un término de error (desvío estocástico). Además, se supuso equilibrio virgen (sin pesca) en un estado previo al del inicio de la explotación y el vector estado del año considerado como inicial del período de explotación (1980) se estimó de forma independiente considerando mortalidad por pesca. 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 general 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 $y=1981, \dots, 2024$, M_a es la tasa de mortalidad natural sufrida por los peces y considerada como constante para toda 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 1981-2024 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, asumido con distribución log-normal, a ser estimado como parámetro del modelo:

$$N_{y,1} = \frac{\alpha BR_{y-1}}{\beta + BR_{y-1}} e^{\varepsilon_{Ry} - 0,5\sigma_{\varepsilon R}^2}$$

$$\text{donde } \varepsilon_{Ry} \sim N(-0,5\sigma_{\varepsilon R}^2, \sigma_{\varepsilon R}^2) \text{ , siendo } BR_y = \sum_{a=1}^l m_a w_{y,a} N_{y,a}$$

donde $N_{y,1}$ es el número de reclutas al comienzo del año y , BR_{y-1} 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, $e^{\varepsilon_{Ry}}$ es el término de error log-normal que acompaña a la función stock-recluta donde ε_{Ry} son los errores (o desvíos) estimados como parámetros dentro del modelo, con una dispersión $\sigma_{\varepsilon R}$ de dichos errores con un valor fijo de 0,6.

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):

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

$$\beta = (1 - h)BR_v / (5h - 1)$$

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 (B_v y BR_v , respectivamente) se calcularon de la siguiente forma:

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

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 diferente respecto del estado virgen, estimándose el reclutamiento en dicho año inicial a partir del reclutamiento virgen acompañado por un término de error log-normal ($e^{\varepsilon_{Rini}}$) con desvío de 0,6 (σ_{Rini}) y el vector del número de individuos por edad, para las edades restantes, con la inclusión de mortalidad por pesca de la siguiente forma:

$$N_a = \begin{cases} R_0 e^{\varepsilon_{Rini} - 0,5\sigma_{Rini}^2} & a = 1 \\ N_{a-1} e^{-(M_a + S_{a-1}f)} & 2 \leq a < l, \text{ para } y=1980 \\ N_{a-1} e^{-(M_a + S_{a-1}f)} + N_a e^{-(M_a + S_{y,a}f)} & a = l \end{cases}$$

$$\text{donde } \varepsilon_{Rini} \sim N(-0,5\sigma_{\varepsilon_{Rini}}^2, \sigma_{\varepsilon_{Rini}}^2)$$

Una restricción impuesta al modelo fue que la biomasa total estimada en el primer año del período de diagnóstico (1980) se aproxime 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 ($cv=0,06$).

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 1992-2022, 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 2009-2024 (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:

$$I_y^i = q^i BV_y^i e^{\epsilon_y^i} \quad , \quad \text{con } \epsilon_y^i \sim N(0, \sigma_i) \quad , \quad \sigma_i = \ln(1 + cv_i^2)$$

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 que abarcó los años 1992-2002, 2004-2007, 2009, 2012, 2014, 2019 y 2022; $i=1, 2$ y 3 para los índices de flota que operaron durante los períodos 1986-1997, 1998-2008 y 2009-2024, respectivamente; q^i es el coeficiente de capturabilidad correspondientes cada índice i ; BV_y^i es la biomasa vulnerable a la campaña de investigación o a la flota comercial, según corresponda; σ_i y cv_i es la desviación estándar y cv , respectivamente, del error para cada índice i . 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 se consideró como la biomasa de reproductores a comienzo de cada año (BR_y), y en el caso de flota, la BV (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:

$$BV_y = BR_y = \sum_{a=1}^l w_{y,a} m_a N_{y,a}$$

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

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, 2021, 2022).

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, 2021 y 2022) quienes tuvieron en cuenta la evolución de la pesquería de merluza dado que afecta en gran medida al abadejo por ser este recurso fauna acompañante de la merluza.

Se consideraron tres períodos de patrones de selección, siendo el primero de ellos fijo y los dos restantes estimados a partir de una función logística (S_a^1 fijo para el período 1980-1989, S_a^2 estimado para el período 1990-2016, S_a^3 estimado para el período 2017-2024). Las funciones

logísticas estimadas en el modelo se ajustaron a las estructuras por edad observadas a partir de los desembarques y a bordo de buques comerciales.

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 sobre la base del cambio de patrón en la estructura etaria de las capturas, que habría estado asociado a la medida de prohibición de realizar operaciones de pesca en las zonas de los cañones submarinos conocidos como “pozos de abadejo” (Resol. CFP N°06/2017).

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, 2019, 2020, 2021 y 2022), aunque en esta evaluación se optó por una curva originalmente doble normal, pero configurada de forma que resulte logística al considerar como fijo uno de sus parámetros en un valor:

$$S_a^p = \begin{cases} e^{-0,5(a-E_{50}^p)^2} / \sigma_1^{p2} & \text{para } a < E_{50}^p \\ e^{-0,5(a-E_{50}^p)^2} / \sigma_2^{p2} & \text{para } a \geq E_{50}^p \end{cases}$$

donde S_a^p es la selección (en proporción), E_{50}^p , σ_1^p y σ_2^p son los parámetros de dicha curva representando, en este caso, los dos primeros verdaderos parámetros y el tercero fijo en un valor de 1000 para convertir la curva doble normal a logística, para cada período $p=2$ (1990-1997) y $p=3$ (1998-2024). Los parámetros de la curva logística se estimaron en función, indirectamente, de los datos de proporciones de captura por edad observadas. Los coeficientes de variación (cv) asociados a cada parámetro se asumieron como fijos en un valor de 0,6.

El ajuste de los datos de proporciones por edad estimadas por el modelo a los datos de las proporciones por edad, provenientes tanto de la captura (muestreos de desembarques realizados en los años 1996 y 2010 a 2024) como de campaña, se realizó mediante el empleo de una función de verosimilitud Multinomial, la cual requiere, además de las proporciones por edad anuales observadas y estimadas, del tamaño de muestra observado como dato de entrada:

$$-\ln L_i^M = -n_i \sum_a \sum_y \rho_{a,y i} \ln \hat{\rho}_{a,y i}$$

donde $\rho_{a,y}$ es la proporción observada de la edad a en el año, $\hat{\rho}_{a,y}$ es la estimada y n es el factor de ponderación o tamaño de muestra efectivo correspondientes a cada serie i =cam, f1 y f2. La aplicación de dicha función consta de realizar una reponderación iterativa tal como en el caso del método desarrollado por McAllister & Ianelli (1997).

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):

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

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_{Ind1} , L_{Ind2} y L_{Ind3} a los índices del efectivo explotable por la flota durante los períodos 1980-1997, 1998-2008 y 2009-2024, respectivamente, L_{Ind4} al índice del efectivo reproductor derivado de la CPUE de campañas realizadas durante el período 1992-2022, L_{cam}^M a las proporciones por edad en las campañas durante el período 2005-2007, L_{f1}^M a las proporciones por edad en la captura de la flota en el año 1996, L_{f2}^M a las proporciones por edad en la captura de la flota en el período 2010-2024. Cada una de dichas funciones de verosimilitud se describen a continuación:

$$-\ln L_C = \frac{1}{2(cv_c)^2} \sum_y [\ln(C_y) - \ln(\hat{C}_y)]^2 + n_c \ln(cv_c), \quad \text{con } n_c = 45$$

donde n_c es número de años donde se registró captura.

$$-\ln L_R = \frac{1}{2(\hat{\sigma}_{\varepsilon_R})^2} \sum_y \varepsilon_{Ry}^2 \quad \text{siendo} \quad \hat{\sigma}_{\varepsilon_R} = 0,6$$

donde $\hat{\sigma}_{\varepsilon_R}$ es el desvío estándar de los errores del reclutamiento, fijo en un valor de 0,6

$$-\ln L_{B_{1980}^{cam}} = \frac{1}{2(\hat{\sigma}_{B_{1980}})^2} \sum_y [\ln(B_{1980}^{cam}) - \ln(\hat{B}_{1980})]^2 \quad \text{siendo} \quad \hat{\sigma}_{B_{1980}} = 0,06$$

donde $\hat{\sigma}_{B_{1980}}$ es el desvío estándar de dicha biomasa, fijo en un valor de 0,06

$$-\ln L_{Ind1} = \frac{1}{2(\hat{\sigma}_1)^2} \sum_y [\ln(I_y) - \ln(\hat{I}_y)]^2 + \ln(\hat{\sigma}_1) \quad \text{siendo } \hat{\sigma}_1 = 0,2$$

$$-\ln L_{Ind2} = \frac{1}{2(\hat{\sigma}_2)^2} \sum_y [\ln(I_y) - \ln(\hat{I}_y)]^2 + \ln(\hat{\sigma}_2) \quad \text{siendo } \hat{\sigma}_2 = 0,2$$

$$-\ln L_{Ind3} = \frac{1}{2(\hat{\sigma}_3)^2} \sum_y [\ln(I_y) - \ln(\hat{I}_y)]^2 + \ln(\hat{\sigma}_3) \quad \text{siendo } \hat{\sigma}_3 = 0,2$$

donde $\hat{\sigma}_1$, $\hat{\sigma}_2$ y $\hat{\sigma}_3$ 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 2009-2024, respectivamente.

$$-\ln L_{\text{Ind4}} = \frac{1}{2(\hat{\sigma}_4)^2} \sum_y [\ln(I_y) - \ln(\hat{I}_y)]^2 + n_i \ln(\hat{\sigma}_4) \quad \text{siendo } \hat{\sigma}_4 = 0,3$$

donde $\hat{\sigma}_4$ es el desvío estándar (equivalente al coeficiente de variación) del índice de abundancia del efectivo reproductor.

$$-\ln L_i^M = -n_i \sum_a \sum_y \rho_{a,y,i} \ln \hat{\rho}_{a,y,i}$$

donde n_i es el tamaño de muestra efectivo para la serie i , $\rho_{a,y,i}$ y $\hat{\rho}_{a,y,i}$ son las proporciones por edad observada y estimada, respectivamente, en el año y y para cada edad a , correspondiente a la serie i .

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.

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 (1980-2024, f_y) de factores de mortalidad por pesca anuales, los parámetros que definen el modelo logístico del patrón de selección (E_{50}^p, σ_1^p) para el segundo y tercer período, las desviaciones de los reclutamientos (1981-2024, ε_{Ry}), la desviación del número de reclutas del primer año (1980, ε_{ini}). 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.

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: 12,5)
Mortalidad por pesca anual	$\theta_{2,46} = f_y, y=1980 \text{ a } 2024$	libre (semilla: 0,1)
Desvíos del reclutamiento	$\theta_{47-90} = \ln(\varepsilon_{Ry}), y=1981 \text{ a } 2024$	$\approx U(-10, 10)$
Desvío en el estado inicial	$\theta_{91} = \ln(\varepsilon_{ini})$	$\approx U(-10, 10)$
Parámetros de la curva de selección logística (períodos 2 y 3)	$\theta_{92-95} = E_{50}^p, \sigma_1^p; p=2 \text{ a } 3$	libre (semilla: 4; 2)
Parámetro de capturabilidad de los índices (q_1, q_2, q_3 y q_4)	$\theta_{96-99} = \ln(q_i); i=1 \text{ a } 4$	libre (semilla: -9,2)

3. Puntos Biológicos de Referencia

A fin de analizar el estado de explotación del recurso y propender a la recuperación del efectivo hacia una explotación óptima y sostenible, dentro de límites biológicamente seguros, se establecieron puntos biológicos de referencia límite (PBRL) y objetivo (PBRO) basados en estudios empíricos de otras especies de peces:

PBRL: se estableció como el valor de biomasa reproductiva equivalente al 20% de aquella en el estado virgen ($BR_{\text{lim}}=0,20BR_v$). Representa un límite de seguridad biológica en varias pesquerías y especies, que no debería sobrepasarse dado que por debajo de dicho valor se espera que el



reclutamiento decline generando situaciones peligrosas que comprometerían seriamente la renovación del efectivo. Es un PBR empírico derivado de la generalización de los resultados del análisis de biomasa desovante por recluta (SPR) a partir de datos observables en varias pesquerías (Beddington & Cooke 1983, Goodyear 1989 y 1993, Francis 1992, Mace & Sisenwine 1993, Myers et al. 1994). 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. Niveles de explotación (capturas) que ubiquen al efectivo por debajo de dicho nivel se considerarían no sustentables. El cumplimiento de este PBR se analizó en el mediano y largo plazo, evaluado con un nivel de riesgo 0,1 (10% de no lograr su alcance).

PBRO: se estableció como el valor de biomasa reproductiva equivalente al 30% de aquella en el estado virgen ($BR_{obj}=0,30BR_v$). Representa un nivel óptimo de explotación, deseable de ser alcanzado, 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). 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, evaluado con un nivel de riesgo 0,5 (50% de no lograr su alcance).

A fin de visualizar con mejor claridad el alcance del PBRO se propuso emplear, en lugar del 30% de la BR_v con riesgo del 10% de caer por debajo, un PBRO equivalente, en este caso, un porcentaje del 38% de la BR_v con un riesgo del 50% de caer por debajo, de forma tal que la biomasa reproductiva media se ubique justo en la BR_{obj} , en lugar de superarla con un 90% como en el primer caso, hecho que puede llevar a confusión.

De acuerdo al estado crítico en que se encontraría el recurso durante los últimos años del período de explotación según las evaluaciones recientes (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 2040), a fin de conducir a la BR hacia un estado poblacional tal que permita de explotación óptima. En este caso particular, la captura que podría obtenerse sería aquella que permitiría alcanzar una BR equivalente a la que se encontraría si el recurso no fuera explotado comercialmente.

4. Proyecciones y análisis de riesgo

Se realizaron proyecciones de BR basadas sobre los resultados de la fase de diagnóstico del recurso en el último año considerado (2024), 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 2026 (CBA_{2026}).

De forma previa a la proyección propiamente dicha, en forma de cálculo “puente” entre la fase de diagnóstico y la de proyección, se estimó el vector estado del año siguiente al del período de explotación (2025) y el valor de mortalidad por pesca f que se aplicó durante ese año (f_{2025}). A partir del vector estado (número de individuos por edad) del último año del diagnóstico (2024) y de la mortalidad por pesca estimada en dicho año (f_{2024}) se obtuvo el vector estado al año siguiente (2025), empleando la misma dinámica que en el diagnóstico, excepto para el reclutamiento, el cual se estimó como promedio de los últimos seis años excepto el último del período de explotación (2019-2023):

$$N_{2025,1} = R_{2025} = \sum_y \frac{R_y}{n_y} \quad \text{para } y = 2019, \dots, 2023$$

Una vez estimado el vector estado a comienzos del 2025, se supuso como conocida la captura que ocurriría durante ese año, estimándose, mediante la ecuación de captura de Baranov, tal como en el diagnóstico, la mortalidad por pesca que actuaría durante ese año (f_{2025}) a fin de poder aplicarla en la fase de proyección propiamente dicha.

En fase de proyección, en cada proyección de la abundancia a partir de un nivel diferente de explotación propuesto, y en función de la incertidumbre asociada a la BR estimada en el último año de diagnóstico (2024), se evaluó el riesgo de caer por debajo de los PBR planteados (PBRL: $BR_{\text{lim}}=0,20BR_v$ y PBRO: $BR_{\text{obj}}=0,30BR_v$ con riesgo=0,1 o su equivalente PBRO: $BR_{\text{obj}}=0,38BR_v$ con riesgo=0,5) 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, 2021, 2022). Se realizaron 1.500 simulaciones de la evolución del recurso en el mediano (año 2024 más 7 años: año 2031) y largo plazo (año 2024 más 16 años: año 2040), 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 ($S_{a,2017-2024}$). 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 ($N_{2024,a}$) y de los pesos medios correspondientes a comienzos y mediados de año. Se introdujo incertidumbre en dicho número de individuos por edad ($N_{2024,a}^{\text{aleat}}$) mediante un término de error aleatorio, calculado como la relación entre la biomasa total estimada en dicho año del diagnóstico (B_{2024}) y una nueva biomasa total del 2024 (B_{2024}^{aleat}) re-sorteadada, en cada simulación, a partir del valor medio y desvío estándar de la B_{2024} estimada en el diagnóstico, siguiendo una distribución normal, de la siguiente forma:

$$N_{2024,a}^{\text{aleat}} = N_{2024,a} \epsilon \quad \text{para } a = 1, \dots, 15 +$$

$$\text{siendo } \epsilon = \frac{B_{2024}^{\text{aleat}}}{B_{2024}} \quad \text{con } B_{2024}^{\text{aleat}} \sim N(B_{2024}, \sigma_{B_{2024}}^2)$$

Posteriormente, mediante la aplicación de la mortalidad por pesca estimada a partir de la captura ocurrida durante el año 2024 y el patrón de selección estimado³³ en el último período del diagnóstico con captura conocida ($S_{a,2017-2024}$), se avanzó un año a fin de proyectar el vector estado al año siguiente (2025). A partir de la f_{2025} , estimada previamente, se avanzó proyectando el vector estado al siguiente año (2026).

A partir del año siguiente de proyección 2026 inclusive y en adelante, en cada año futuro, se supuso una función stock-recluta de Beverton & Holt (1957) con incertidumbre mediante la multiplicación de un término de error aleatorio, similar a como se realizó en la fase de diagnóstico:

$$N_{y_p,1} = R_{y_p} = \frac{\alpha BR_{y_p-1}}{\beta + BR_{y_p-1}} e^{\epsilon_{y_p} - 0,5\sigma_{\epsilon_p}^2} \quad \text{para } y_p = 2026, \dots, 2040$$

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, $\sigma_{\epsilon_p}^2$ es el desvío estándar del error del reclutamiento utilizada en la proyección.

Los errores que acompañaron a los reclutamientos de los años proyectados (ϵ_{y_p} para $y_p = 2025$ a 2040) se asumieron con distribución log-normal con desvío estándar igual al desvío de los reclutamientos estimados durante los últimos quince años excepto los últimos dos (período 2010-2022) de la fase de diagnóstico:

$$\varepsilon_{y_p} \sim N(-0,5\sigma_{\ln R}^2, \sigma_{\ln R}^2) \quad \text{para } y_p=2025-2040$$

$$\text{siendo } \hat{\sigma}_{\ln R}^2 = \frac{\sum_y (\ln R_y - \hat{\mu}_{\ln R})^2}{n-1} \quad \text{con } \hat{\mu}_{\ln R} = \frac{\sum_y \ln R_y}{n} \quad \text{para } y = 2010 \text{ a } 2022$$

donde $\mu_{\ln R}$ y $\sigma_{\ln R}^2$ son la media y varianza, respectivamente, de los reclutamientos en escala log-normal.

A partir del año de proyección 2027 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 ($S_{a,2017-2024}$) considerado como constante en años futuros, 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 $y=2027, \dots, 2040$

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 $y=2027, \dots, 2040$

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 2026 (CBA_{2026}) 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 y deseable para evaluar el alcance del PBRL en la literatura internacional (Francis 1993). Además, a fin de visualizar de forma más clara el alcance del PBRO, tal como se mencionó anteriormente, se planteó el PBRO como el 38% de la BR_v evaluado con riesgo del 50%, equivalente al PBRO tradicional utilizado hasta el momento del 30% de la BR_v evaluado con riesgo del 10%. Ambos planteos estarían asociados al mismo nivel mortalidad por pesca que conduciría al mismo nivel de biomasa reproductiva.

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 2024, fueron aceptables (Figura 2, Figura 3).

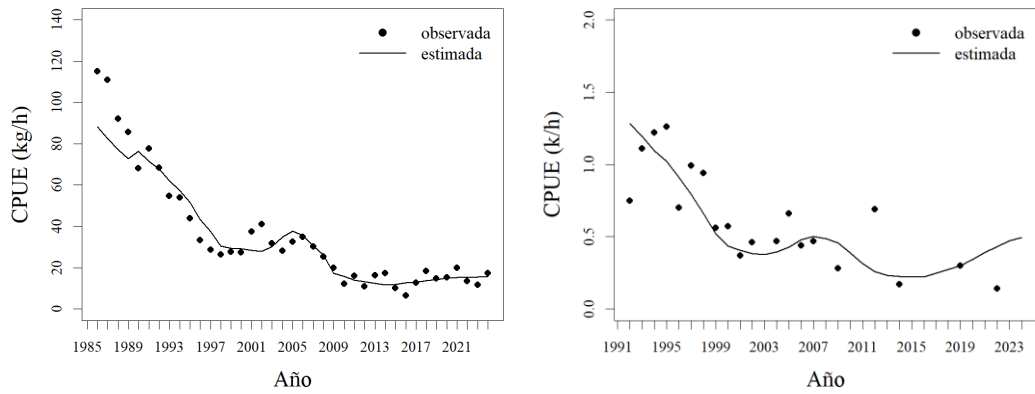


Figura 2. Ajuste de los índices de abundancia relativa derivados de la CPUE de la flota comercial y de las campañas de investigación estival (1992-2022).

En algunos años y edades, los ajustes de las proporciones por edad en la captura de la flota comercial arrastrera realizados por el modelo no replicaron adecuadamente las observaciones, probablemente por no contener una estructura de edades equilibrada (Figura 4). La información con la que se contó probablemente contenía errores de observación dado que se trata de una pesquería incidental y las muestras obtenidas responden a este esquema de explotación.

Asimismo, las proporciones por edad correspondientes a los individuos juveniles, es decir de hasta el grupo de edad 5, evidenciaron muy buenos ajustes en las estructuras obtenidas en las campañas de investigación aquí consideradas. Sin embargo, las edades intermedias no fueron correctamente ajustadas por el modelo de evaluación planteado, hecho que pudiera deberse a posibles incompatibilidades producidas en algunos años entre los índices globales y los de composición por edad. No obstante, el ajuste puede considerarse satisfactorio.

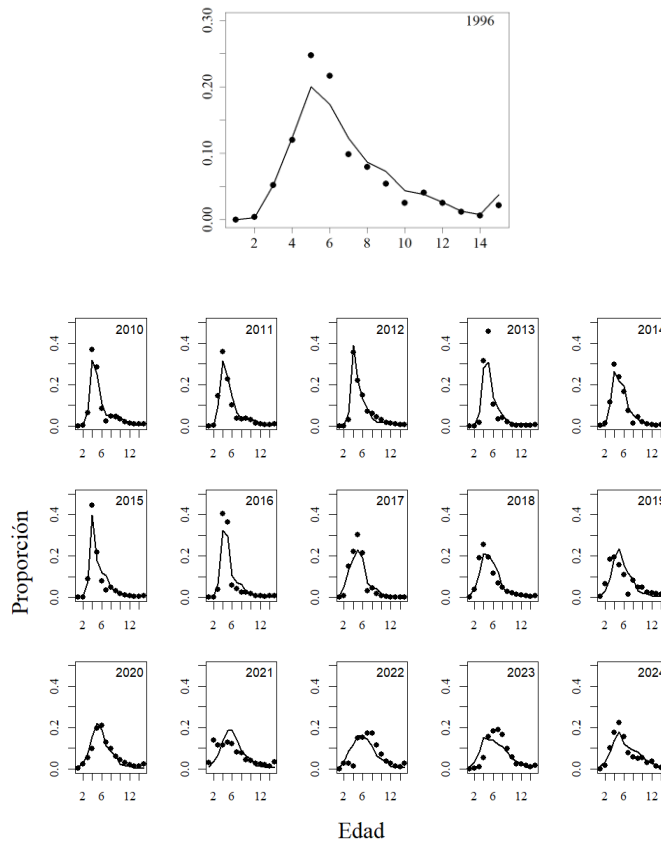


Figura 3. Ajustes de las proporciones por edad en la captura de la flota comercial arrastrera correspondientes a los años 1996 y 2010 a 2024.

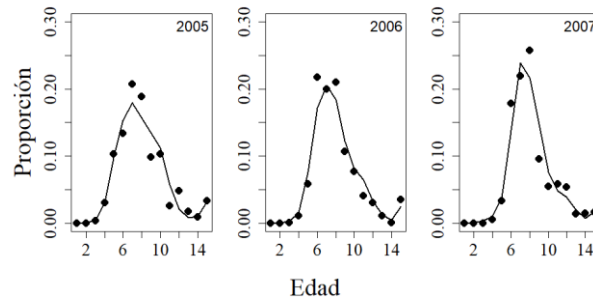


Figura 4. Ajuste de las proporciones por edad correspondientes al efectivo reproductor derivado de las campañas de investigación realizadas en los años 2005 a 2007.

Se plantearon tres ojivas de selectividad o selección de acuerdo con la estructura de tamaños de los ejemplares de abadejo que integraron las capturas comerciales que comprendieron tres períodos. En el primer período (1980-1989), la ojiva fue establecida, previamente, como fija y no fue modificada dentro de los ajustes del modelo. La edad de primera captura correspondiente al mismo, que evidenció la edad a la cual el 50% de los individuos fue retenido, se estimó en 4,5 años aproximadamente. En los otros dos períodos esa edad, estimada como parámetro de la curva de selección, fue menor y cercana a los 3 años en ambos. En general, en el segundo período (1990-2016), la presencia de ejemplares juveniles pequeños fue similar a los años previos, mientras que los juveniles de mayor tamaño, que aún no habían alcanzado la madurez, estuvieron más disponibles a la actividad pesquera. En el último período (2017-2024), en cambio, se observó una mayor disponibilidad de peces pequeños y menor de individuos cercanos a la madurez. (Figura 5).

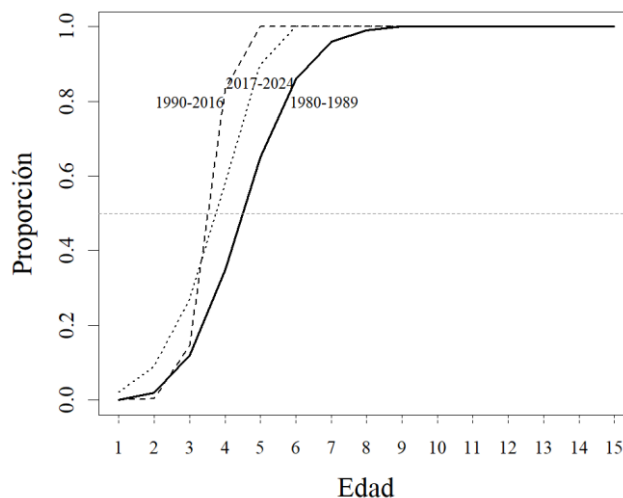


Figura 5. Patrón de selección fijo (1980-1989) y patrones de selección estimados en el segundo (1990-2016) y tercer período (2017-2024).

La estructura poblacional resultante reflejó una situación similar (Figura 6). Al comienzo de la pesquería la proporcionalidad en la composición de edades parecía estar algo más equilibrada con presencia de individuos adultos, aunque siempre en mucha menor proporción que los juveniles, y a partir de 1998 la ausencia de los ejemplares más longevos se hizo notoria. En algunos años, los individuos mayores de 10 años incluso se volvieron muy escasos. Este cambio en la estructura, iniciado en el año 2000, se mantuvo hasta la actualidad a pesar de que en los años más recientes pareció haberse detectado mayor presencia de individuos adultos, aunque debe destacarse que provienen de una muy baja abundancia y no sería un signo de recuperación.

La mayor disponibilidad de juveniles a partir de finales de la década de 1990, probablemente se originó en la pesca excesiva sobre los individuos reproductores y de mayor tamaño accesibles a la flota comercial hasta esos años (efectivo explotable). Luego, la flota debió alejarse de esas áreas de pesca puesto que se estableció el AVPJM, la obligatoriedad de desplazamiento de la flota congeladora al sur de los 48°S para realizar la actividad extractiva de peces demersales y, por último, la imposibilidad de capturar a la especie en los cañones submarinos.

Pisani & Di Marco (2017, 2018, 2019 y 2021) estimaron el porcentaje de juveniles en los muestreos de desembarques realizados en el puerto de Mar del Plata durante los años 2013 a 2017 y a bordo de la flota durante los años 2018 y 2024 (Giussi et al 2025 c). 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.

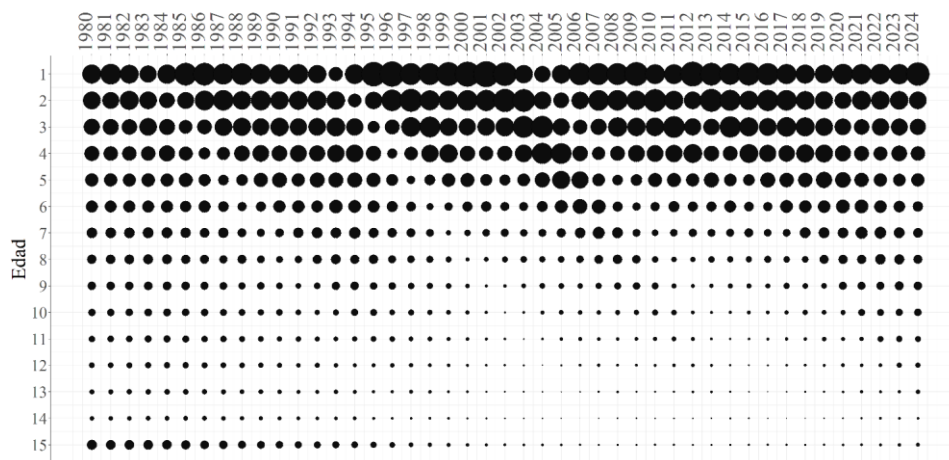


Figura 6. Proporción de individuos por edad de abadejo estimado por el modelo de evaluación de abundancia correspondiente al período 1980-2024.

Tanto B como la BR evidenciaron una tendencia general decreciente (Tabla 8 y Figura 7), muy pronunciada desde el inicio del período de diagnóstico hasta finales de la década de 1990, que condujo a que el recurso se encontrara por debajo del PBRL. Una leve recuperación posterior, más pronunciada en la B, se produjo por la mayor presencia de juveniles, que no consiguieron que la BR se alcanzara el nivel de sostenibilidad. Por tanto, el recurso se halló desde mediados de la década de 2000 en estado de sobrepesca.

Al inicio del período de diagnóstico del modelo planteado, la BR se encontraba en el 70 % de la BR_v (previo a la explotación), y a finales de 2024 sólo alcanzó el 16%. No obstante, se observó una leve recuperación durante y estabilización en los años recientes (2016-2024), aunque igualmente se encuentra por debajo del límite aceptable definido como de seguridad biológica, es decir, del 20% de la BR_v.

El nivel de BR del último año (BR₂₀₂₄=44.152 t) representó el 16% de aquella en el estado virgen, antes del inicio de la pesquería (BR_v=278.211 t), ubicándose aún muy por debajo del PBRL (Tablas 8 y 9; Figura 7). El valor de la abundancia reproductiva actual fue el mayor de los últimos años del período de diagnóstico e incluso llegó a superar los valores de BR correspondientes a los años previos al 2010. La BR₂₀₂₄ resultó superior al 12% estimado en la última evaluación de abundancia realizada por Di Marco (2022).

**Tabla 8.** Valores medios estimados de biomasa total (B, en t) y reproductiva (BR, en t), reclutamientos (R, en miles) y tasa de mortalidad por pesca anual (f) para el período de diagnóstico.

Año	B	BR	R	f
1980	244.326	194.575	28.206	0,032
1981	243.116	193.818	34.659	0,023
1982	243.822	194.855	27.957	0,045
1983	239.934	191.820	21.888	0,051
1984	234.810	187.764	27.235	0,022
1985	235.869	189.344	40.923	0,052
1986	232.891	186.208	44.294	0,087
1987	226.145	175.656	38.120	0,108
1988	219.480	161.935	41.984	0,129
1989	212.776	150.360	34.855	0,156
1990	204.415	142.324	33.377	0,243
1991	181.282	124.999	31.495	0,139
1992	175.588	122.172	24.381	0,190
1993	161.361	114.061	12.140	0,217
1994	143.892	103.284	21.109	0,187
1995	132.111	96.483	35.250	0,227
1996	119.476	85.813	40.424	0,246
1997	110.872	73.039	30.422	0,271
1998	105.621	60.667	29.838	0,347
1999	98.455	50.562	35.902	0,322
2000	95.538	47.747	42.676	0,248
2001	100.543	50.117	52.627	0,338
2002	102.415	47.390	45.605	0,328
2003	105.667	45.957	24.481	0,253
2004	110.780	50.337	17.073	0,246
2005	110.605	57.433	20.147	0,245
2006	105.861	64.234	27.307	0,283
2007	96.803	63.469	25.038	0,341
2008	86.075	54.181	23.479	0,322
2009	80.233	45.948	28.257	0,347
2010	74.550	39.695	17.831	0,382
2011	68.131	35.022	15.634	0,419
2012	61.697	30.727	25.315	0,386
2013	57.382	28.736	20.149	0,331
2014	56.154	28.406	17.202	0,335
2015	55.559	27.014	19.825	0,332
2016	54.507	26.320	17.781	0,193
2017	57.792	30.276	13.915	0,203
2018	59.520	33.476	11.435	0,230
2019	58.394	34.975	9.687	0,161
2020	58.844	38.205	11.919	0,121
2021	59.820	41.506	10.883	0,129
2022	59.635	42.687	10.881	0,101
2023	60.281	43.523	10.518	0,088
2024	61.431	44.152	15.304	0,098

La BR_v estimada por el modelo (Tabla 9) fue de 278.211 t, similar a aquellas obtenidas en evaluaciones previas (Di Marco, 2016, 2018, 2019, 2021, 2022). En base a ello y en esta estimación en particular, la fracción de reproductores correspondiente al PBRO fue de 83.463 t y la F_{obj} correspondiente fue de 0,105.

Tabla 9. Valores medios y coeficientes de variación porcentuales (cv%) de las principales variables estado y de los factores anuales de mortalidad por pesca estimados en modelo de evaluación considerando el período 1980-2024 (con capturas conocidas)

Parámetro / Variable	BR _v (t)	B ₂₀₂₄ (t)	BR ₂₀₂₄ (t)	BR ₂₀₂₄ /BR _v	f _{obj}	f _{lim}	f ₂₀₂₄
Media	278.211	61.431	44.152	0,16	0,105	0,185	0,098
cv	0,05	0,13	0,13	-	-	-	-

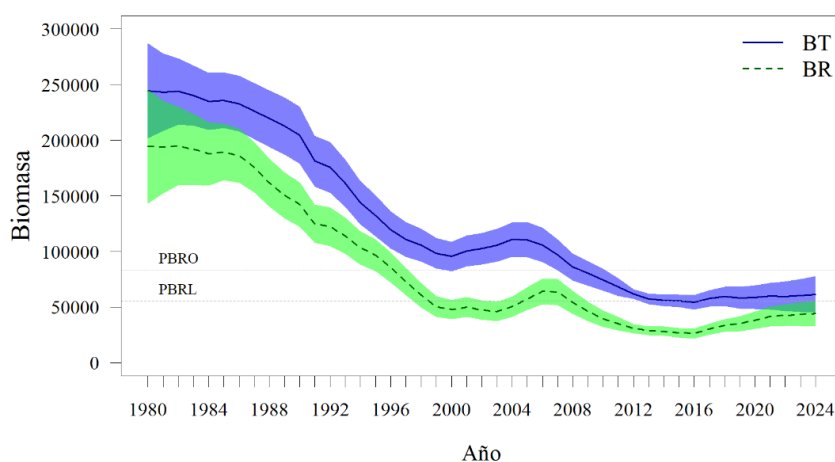


Figura 7. Tendencias de biomasa total (BT) y reproductiva (BR) en toneladas

La tendencia de la BR indicaría que, si bien existiría una leve mejora respecto de años previos, su estado aún sería preocupante, dado que continúa por debajo del límite de seguridad biológica correspondiente al PBRL, de forma similar a la evaluación previa (Di Marco 2022).

La trayectoria de la abundancia, estable al inicio del período de diagnóstico (1980-1986), evidenció que el nivel de capturas nominales obtenidas era relativamente bajo para una especie demersal. Las descargas podrían, entonces, incrementarse en los años subsiguientes sin alterar en demasía el estado del recurso. Sin embargo, el aumento de la presión pesquera que generó capturas de hasta 30.000 t a principio de la década de 1990 provocó una disminución abrupta de las biomásas. Luego, su tendencia continuó decreciendo y a pesar de las diversas medidas de manejo implementadas, el recurso se ubicó en un estado de agotamiento, cuya reversión se hizo dificultosa. En los últimos años, la estabilidad en la abundancia fue acompañada por capturas relativamente bajas y con una estructura poblacional más equilibrada.

El aporte de reclutas ha sido muy variable (Tabla 8, Figura 8). Los períodos que incluyeron las clases anuales más exitosas produjeron el incremento de la B y, de manera desfazada, de la BR. Sin embargo, esas clases anuales más relevantes no continuaron con la misma relevancia en los años sucesivos, puesto que la proporción de adultos en la población fue muy baja. Probablemente, el incremento mencionado haya sido consecuente con el establecimiento del AVPJM en julio de 1997 (SAGyP, Res N° 379/97), su ampliación y modificaciones a partir del año 1998 (SAGyP, Res. N° 930/97 y 376/98) junto con el desplazamiento de la operatividad de los buques congeladores al sur de los 48°S, que a su vez haya contribuido parcialmente a la protección de una fracción del efectivo reproductor de abadejo. Sin embargo, estas medidas no fueron suficientes dado que los reclutamientos disminuyeron a partir del año 2005 y se mantuvieron muy bajos hasta la actualidad, cuando se estimaron los menores aportes de reclutas.

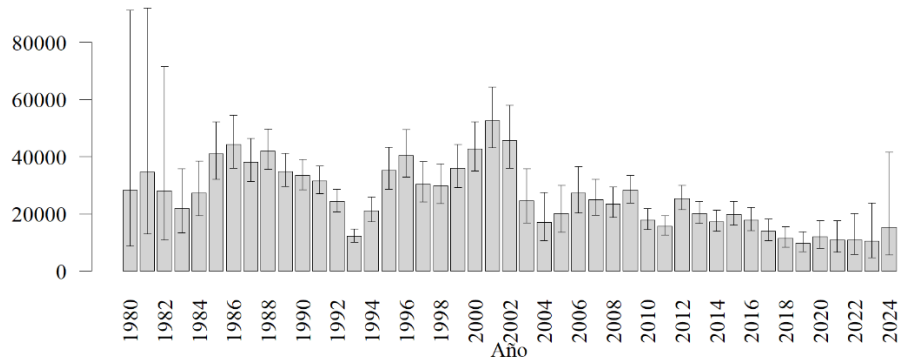


Figura 8. Tendencia del número de reclutas estimadas en el modelo.

En la construcción del modelo se planteó una relación del tipo Beverton y Holt que relaciona el aporte de reclutas respecto de la BR. Las estimaciones de los años más recientes evidenciaron que esta relación está algo alterada, pues fueron bajos los reclutamientos y también la fracción de reproductores que los originó. Cabe recordar que el valor de h se fijó en 0,78, valor resultante de promediar los valores de h estimados en evaluaciones anteriores en las que el mismo se consideró como parámetro a ser estimado dentro del modelo de evaluación.

Según la relación *stock-recluta* (Figura 9), hasta comienzos de la década de 1990, la BR permaneció superior a las 150.000 t y con reclutamientos variables. Estos aumentaron su amplitud a medida que la fracción reproductiva continuó su decrecimiento hasta que desde el año 2002, ambos estimadores evidencian los menores aportes a la abundancia. La estabilización de en valores bajos tanto de los reproductores como de los descendientes evidenció la escasa resiliencia y la baja fecundidad específicas que imposibilitan el crecimiento poblacional. Asimismo, el bajo aporte de reclutas a la población contribuyó a que sea escasa la proporción de individuos que alcancen la etapa reproductiva. Por ello, de mantenerse esta situación probablemente la BR podría encontrarse en un nivel tal que se acerque peligrosamente al origen de dicha curva teórica resultante y así se encuentre el recurso en un estado tal que sea muy dificultosa su recuperación por encontrarse en sobrepesca de reclutamiento.

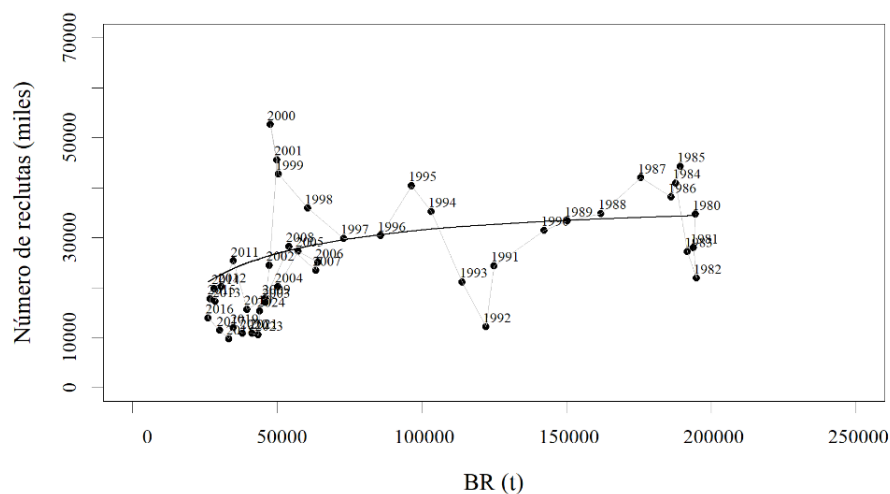


Figura 9. relación *stock-recluta* de B&H estimadas en el modelo. El año corresponde al momento de reclutamiento, generado por una BR en un año previo.

La BR_{2024} resultó menor al PBRL, aunque, respecto de años previos, se detectó una leve recuperación de la fracción de reproductores en relación con la población total. No obstante, 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.

2. Proyecciones y Análisis de riesgo

Según los resultados de las proyecciones y análisis de riesgo, la captura en el año 2026 (CBA_{2026}), para el efectivo de abadejo que habita en el océano Atlántico Sudoccidental, no debería superar las 3.352 t a fin de alcanzar el PBRL en el mediano plazo (7 años). De acuerdo a los resultados de las proyecciones realizadas, alcanzar el PBRO en el mediano plazo resulta imposible, aun en ausencia de pesca. Por el preocupante estado actual del recurso, no es aconsejable plantear su recuperación en un plazo más extendido ni con capturas mayores (Tabla 10, Figura 10). Entonces, capturas del orden de las 3.352 t posibilitarían una recuperación por sobre el límite de sostenibilidad, aunque no alcanzaría el nivel objetivo.

Tabla 10. Factor de mortalidad por pesca anual (f) y Captura Biológicamente Aceptable en el año 2026 (CBA_{2026} , en t) que permiten alcanzar el PBRL, el PBRO y su equivalente en el mediano y largo plazo, MP y LP, respectivamente.

PLAZO \ PBR	BR \geq PBRL ($PBRL=BR_{lim}=0,20BR_v$)		BR \geq PBRO ($PBRO=BR_{obj}=0,30BR_v$)		BR \geq PBRO ($PBRO=BR_{obj}=0,38BR_v$)	
	$f_{20\%}$	CBA_{2026}	$f_{30\%}$	CBA_{2026}	$f_{30\%}$	CBA_{2026}
MP (7 años: 2031)	0,080	3.352	0,000	0	0,000	0
LP (16 años: 2040)	0,185	7.231	0,105	4.249	0,100	4.170

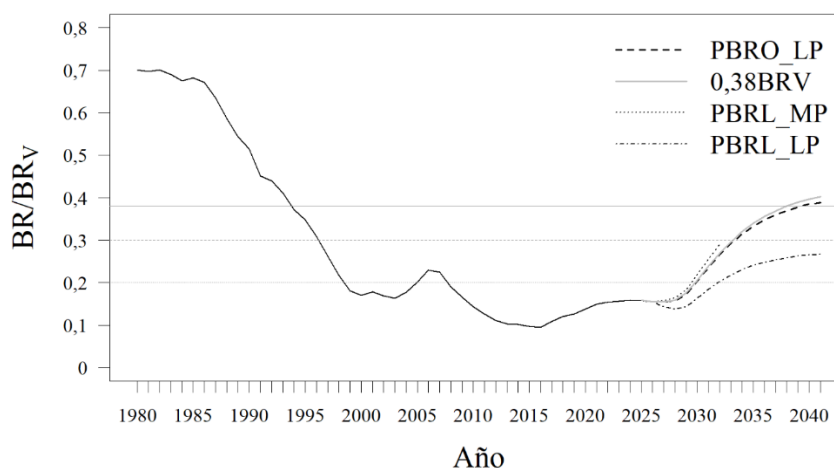


Figura 10. Proporción de la BR en relación con a BR_v estimada en el diagnóstico y evolución futura de acuerdo con los distintos objetivos de manejo que permitirían alcanzar el PBRO y evitar continuar por debajo del PBRL, en el mediano y largo plazo.

El diagrama de fases de la abundancia relativa respecto de la tasa de explotación evidenció que, en la actualidad (año 2024), el recurso se encontraría, prácticamente, en el nivel de extracción correspondiente a la mortalidad por pesca (F) asociada al PBRO. Sin embargo, al encontrarse su abundancia por debajo del valor de referencia de la biomasa de reproductores, su estado es

sobreexplotado (Figura 11). De mantenerse en niveles similares de F podría tender a su recuperación.

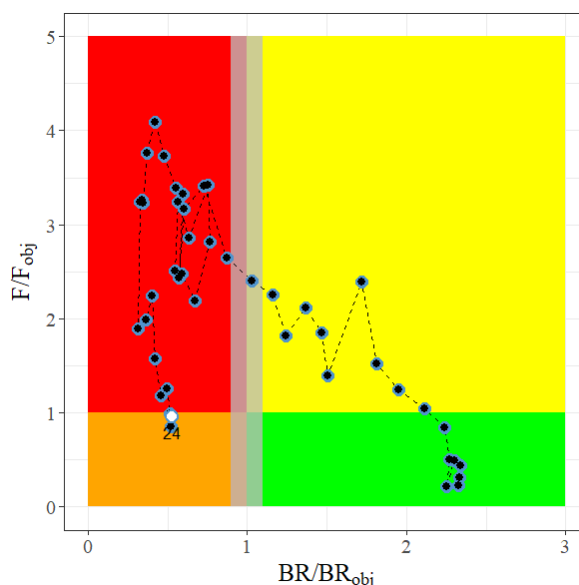


Figura 11. Diagrama de fases que evidencia el estado de abundancia del abadejo en relación con el PBRO, correspondiente al 30% de la BR_v .

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, la B y la BR en el último año incluido en el diagnóstico del estado del recurso fueron 61.431 t y 44.152 t. Este valor representó el 16% respecto de la fracción de reproductores en estado virgen, cuya abundancia fue estimada en 278.211 t. Es decir, que el recurso se encontraba en el año 2024 por debajo del límite de abundancia que permite la seguridad biológica.

El estado actual de la abundancia del abadejo pareció haber mejorado respecto de la primera mitad de la década 2010, principalmente, debido a la disminución de la F , porque los reclutamientos se mantuvieron, en los últimos años, en niveles estables pero bajos. Respecto de la relación denso-dependiente de la fracción reproductora, el aporte de nuevos individuos a la población fue de los menores estimados en esta población. Por ello, la situación de este recurso se mantendría aún muy preocupante. El efecto de estabilización y leve recuperación de la abundancia observada durante los últimos años podría tener relación con la disminución del esfuerzo nominal aplicado por la flota.

La estructura etaria de la población evidenció cambios notorios. Mientras que hasta finales de la década de 1990 se detectaban individuos adultos en proporciones considerables con elevada proporcionalidad de los de mayores edades, en la segunda parte del período de diagnóstico la ausencia de ellos fue llamativa. La población se encontró sostenida por individuos juveniles y por una baja proporción de individuos maduros. En los años más recientes, la composición de edades se vio algo más equilibrada. También, fue notoria la ausencia de clases anuales fuertes que contribuyeran a incrementar la abundancia.



Los patrones de selección resultantes mostraron mayor selección de juveniles y una reducción en la edad de primera captura. A partir del año 1990, este valor fue muy similar, pero la proporción de los individuos pequeños estuvo más marcada. A partir del año 2017, se observó un incremento gradual en la proporción de adultos.

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, y el hecho de ser un recurso que es capturado por flotas extranjeras en una pesquería INDNR (en este caso no reglamentada), además de las características biológicas de la especie (resiliencia baja-media a la explotación, baja fecundidad, crecimiento medianamente lento 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 plazo.

Dado que las BR₂₀₂₄ se encontraría por debajo PBRL, es decir del 20% BR_v, se proponen, entre otras medidas ya establecidas en las reglamentaciones vigentes, niveles de captura menores a las que se obtuvieron en último año de diagnóstico. Las estrategias deberían focalizarse en la recuperación del efectivo reproductor en distintos períodos de tiempo. Con los niveles de extracción propuestos, el PBRL podría alcanzarse en un lapso de 7 años, es decir, en el mediano plazo, alejándose del límite de sostenibilidad. Los valores de la CBA₂₀₂₆ resultantes de las proyecciones realizadas mediante análisis de riesgo para a evitar permanecer por debajo del límite de sostenibilidad en el mediano plazo o a tratar de alcanzar el objetivo de sustentabilidad en el largo plazo, se presentan en el siguiente cuadro:

PLAZO \ PBR	BR >= PBRL (PBRL=BR _{lim} =0,20BR _v ; Riesgo: 10%)		BR >= PBRO (PBRO=BR _{obj} =0,30BR _v ; Riesgo: 10%)		BR >= PBRO (PBRO=BR _{obj} =0,38BR _v ; Riesgo: 50%)	
	f _{20%}	CBA ₂₀₂₆	f _{30%}	CBA ₂₀₂₆	f _{30%}	CBA ₂₀₂₆
MP (7 años: 2031)	0,080	3.352	0,000	0	0,000	0
LP (16 años: 2040)	0,185	7.231	0,105	4.249	0,100	4.170

En función de estos resultados y en base a que el estado de explotación del efectivo de abadejo se diagnosticó como crítico, se sugiere una Captura Máxima Permisible (CMP) para el año 2026, que no supere las 3.352 t para la totalidad de las flotas que operan en el Océano Atlántico Sudoccidental (ASO).

Es crucial que su recuperación se realice en el menor tiempo posible, que en este caso implicaría un lapso de siete años (mediano plazo) a fin de que el recurso se ubique por encima del límite de sustentabilidad. Capturas mayores al valor sugerido duplicarían el riesgo de continuar en el estado de sobreexplotación observado actualmente.

Históricamente, las declaraciones de capturas en el ASO han superado la CMP anual establecida por la administración pesquera nacional. Es importante señalar que este exceso, llevado a cabo por las distintas flotas, tanto nacional como extranjera, habrían producido una disminución de la capacidad de producción y renovación anual de este recurso.

A pesar de las recomendaciones de reducción de captura dispuestas 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 (unos 30 años), crecimiento relativamente 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 hasta tanto el estado del efectivo permita su flexibilización.
- 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.
- Evaluar la posibilidad de restringir directa o indirectamente las capturas de abadejo llevadas a cabo por flotas extranjeras en el área adyacente, las que constituyen prácticas de pesca INDNR.
- 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 fresquera 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>).
- ÁLVAREZ COLOMBO G, MENNA B, CASCALLARES G, CABREIRA A, CASTRO MACHADO F, ROSSI G, CHAVARRÍA L, GIUSSI A, GIBERTO D. 2025. Cañones submarinos del margen continental argentino como hábitat del abadejo *Genypterus blacodes*. Perspectivas de empleo de la hidroacústica como método auxiliar de prospección de la pesquería. Inf Invest INIDEP N° 106/25,33 pp.
- BARANOV FI. 1918. On the question of the biological basis of fisheries. Nauchn. Issled. Ikhtiolo. 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.



- CHAVARRÍA LS, GIUSSI AR Y RAMÍREZ CA. 2025. Análisis biológico pesquero del abadejo (*Genypterus blacodes*) en proximidades de la Zona Económica Exclusiva entre 40° y 43° 30' durante el mes de marzo. Año 2025. Inf Investigación INIDEP N° 055/25, 13 pp.
- CLARK WG. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 48: 734-750.
- 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.
- 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 fresca 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 fresca 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 fresca arrastrera. Período 2009-2020. Informe de Investigación DNI-INIDEP N° 071/2021, 17 p.
- DI MARCO E. 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. Téc. Oficial INIDEP N°035/2022, 39 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. 2025. Estimación del índice de abundancia estival del abadejo (*Genypterus blacodes*). Años 1992 a 2022. Inf Invest. INIDEP en corrección.
- GIUSSI AR, ÁLVAREZ COLOMBO GL, CHAVARRÍA LS, SUBY A. 2025a. Distribución y abundancia del abadejo (*Genypterus blacodes*) en el verano y el invierno de 2025 en la plataforma continental Inf Invest. INIDEP en corrección.
- 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.
- GIUSSI AR, CHAVARRÍA LS RAMÍREZ CA. 2025b. Corrección de las declaraciones de captura de abadejo (*Genypterus blacodes*) a partir de la información obtenida a bordo de la flota arrastrera argentina entre los años 2012 y 2024. Inf Invest. INIDEP en corrección.



- GIUSSI AR, CHAVARRÍA LS RAMÍREZ CA. 2025c. Composición de longitudes de las capturas de abadejo (*Genypterus blacodes*) obtenidas a bordo de la flota arrastrera argentina entre los años 2018 y 2024. Inf Invest. INIDEP en corrección.
- 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.
- NAVARRO, G.; ROZYCKI, V. y MONSALVO, M. 2014. Estadísticas de la Pesca Marina en la Argentina. Evolución de los desembarques 2008-2013. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación. Buenos Aires, 144 pp.
- OTERO HO, BEZZI SI, VERAZAY GA, PÉREZ COMAS JA, PERROTTA RG, SIMONAZZI MA, RENZI MA. 1983. Distribución, áreas de concentración, biomasa y rendimientopotencial 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 commercial 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 and age-structured production model. S. Afr. J. mar. Sci., 16: 287-310.
- NAVARRO, G.; ROZYCKI, V. y MONSALVO, M. 2014. Estadísticas de la Pesca Marina en la Argentina. Evolución de los desembarques 2008-2013. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación. Buenos Aires, 144 pp.
- NAVARRO, G., ROZYCKI, V. & MONSALVO, M. 2019. Estadísticas de la Pesca Marina en Argentina. Evolución de los Desembarques 2012-2016. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. Libro digital, PDF.
- NAVARRO, G., ROZYCKI, V., MONSALVO, M. & MARTÍNEZ PULJAK, G. 2022. Estadísticas de la Pesca Marina en Argentina. Evolución de los Desembarques 2015-2020 Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca. Libro digital, PDF
- SAGyP 2024. 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 revision, 11 p.
- SÁNCHEZ, R., NAVARRO, G., & ROZYCKI, V. 2012. Estadísticas de la Pesca Marina en la Argentina. Evolución de los desembarques 1898-2010. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación. Buenos Aires, 528 pp.
- 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.