

Serie: Informes científico-técnicos del  
Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras

## Informe Técnico N°7

Reducción en la talla mínima de captura y sus posibles efectos en el reclutamiento de la vieira patagónica



Autores: Juan Alberti, Marcelo Kittlein.

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC) UNMdP-CONICET  
Mar del Plata, Argentina

Citar como: Alberti J, Kittlein MJ (2022). Reducción en la talla mínima de captura y sus posibles efectos en el reclutamiento de la vieira patagónica. Informe Técnico solicitado por Glaciar Pesquera S.A. y Wanchese Argentina S.R.L. Informes científico-técnicos del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras N°7 (UNMdP-CONICET). 10pp

Este informe es el resultado de un Servicio Técnico de Alto Nivel (STAN; CONICET) a las Empresas Glaciar Pesquera S.A. y Wanchese Argentina S.R.L.

Las opiniones expresadas en este producto informativo son las de su(s) autor(es), y no reflejan necesariamente los puntos de vista o políticas del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras.

**ISSN 2796-9088**

La "Serie: Informes científico-técnicos del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras" se aloja en el sitio <https://www.iimyc.gov.ar/iimyc/es/informes-tecnicos/>

La utilización, redistribución, traducción y creación de obras derivadas de la presente publicación están autorizadas, a condición de que se cite la fuente original y que las obras que resulten sean publicadas bajo las mismas condiciones de libre acceso. Esta licencia se aplica exclusivamente al texto de la presente publicación. Para utilizar cualquier otro material que aparezca en ella (tal como textos, imágenes, ilustraciones o gráficos), será necesario pedir autorización a la Dirección del IIMyC [iimyc@mdp.edu.ar](mailto:iimyc@mdp.edu.ar). No está permitido utilizar el logotipo del IIMyC.

Si la obra se traduce, debe añadirse el siguiente descargo de responsabilidad junto a la referencia requerida: "La presente traducción no es obra del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC). El IIMyC no se hace responsable del contenido ni de la exactitud de la traducción. La edición original en el/los idiomas que se publique será el texto autorizado".

Mar del Plata, abril 2022

# REDUCCIÓN EN LA TALLA MÍNIMA DE CAPTURA Y SUS POSIBLES EFECTOS EN EL RECLUTAMIENTO DE LA VIEIRA PATAGÓNICA

Juan Alberti<sup>1</sup> y Marcelo Javier Kittlein<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Grupo de Ecología.

Departamento de Biología. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC).  
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata.  
Consejo Nacional de Investigaciones Científica y Técnicas (CONICET),  
Mar del Plata, Argentina. [Correspondencia: Juan Alberti <[jalberti@mdp.edu.ar](mailto:jalberti@mdp.edu.ar)>]

<sup>2</sup>Grupo de Ecología y Genética de Poblaciones de Mamíferos.

Departamento de Biología. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC).  
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata.  
Consejo Nacional de Investigaciones Científica y Técnicas (CONICET),  
Mar del Plata, Argentina.

**RESUMEN.** Uno de los pasos fundamentales a la hora de decidir entre las diferentes opciones de manejo de las pesquerías es considerar los posibles resultados, derivaciones y probabilidades de cada una de ellas. La Resolución N° 4/2018 del Consejo Federal Pesquero habilitó una reducción en la talla mínima de captura de vieiras de 3 mm, pasando de 55 a 52 mm, para tres subunidades de la unidad de manejo B hasta la finalización de 2018. El objetivo de este informe es, a partir de la información disponible, evaluar si el cambio en la estrategia de captura afecta a la tasa de reclutamiento. Para ello, primero se estimó la proporción extra de individuos removidos por la pesca como consecuencia de ese cambio de talla mínima. Luego se simuló su posible impacto a futuro. Por último, se evaluó si existe una relación entre la proporción de individuos de talla comercial y el reclutamiento posterior. Considerando lo acotado en el tiempo y en el espacio de la reducción en la talla mínima de captura, los resultados sugieren que su impacto sería mínimo en cuanto al número de vieiras sexualmente maduras. Las simulaciones sugieren que el impacto en el número de reclutas sería prácticamente despreciable (ya que el éxito del reclutamiento no depende únicamente del número de vieiras maduras). En consonancia con estos resultados, en la mayoría de las unidades de manejo, y para los diferentes estimadores de reclutamiento, no se encontró una relación entre la proporción de vieiras comerciales y el reclutamiento. En conclusión, todos los resultados sugieren que el cambio de estrategia de manejo, tan acotado en tiempo y espacio, es muy improbable que haya tenido un impacto en la tasa de reclutamiento.

**ABSTRACT. Reduction in minimum catch size and potential consequences for the recruitment of the Patagonian scallop.**

A key step in fisheries management is to consider potential consequences of different management options and their probabilities. On April 2018, the Consejo Federal Pesquero (Resolution N° 4/2018) allowed a 3 mm reduction in the minimal catch size for the Patagonian scallop fishery in three subunits of the management unit B, only during 2018. The goal of this report is to evaluate, based on publicly available information, if this temporal change in management could affect recruitment, and thus the sustainability of the fishery. In order to do that, we first estimated the extra proportion of individuals removed as a consequence of this minimum catch size change. Afterwards, we simulated the potential impact on the long run. We finally evaluated whether there is a relationship between the proportion of commercial scallops (i.e.  $\geq 55$  mm) and the recruitment observed afterwards. Considering the short duration and the limited spatial extension of this management change, our results suggest that its impact would be minimal on the number of sexually mature scallops. Moreover, simulations suggest that the impact on recruitment should be negligible (given that recruitment success is strongly limited by other variables as well). In agreement with those results, in most management units, and for the different estimators of recruitment analyzed, we didn't find any relationship between the proportion of commercial scallops and the number of recruits. In conclusion, all the results suggest that the temporally and spatially reduced change in minimum catch size must have had negligible impacts on scallop recruitment.

**Palabras clave:** cambios en el manejo, índice Z, pectínidos, pesquerías, reclutamiento, simulaciones, vieira patagónica, *Zygochlamys patagonica*.

**Key words:** management changes, fisheries, pectinid, Patagonian scallop, recruitment, scallops, simulations, Z index, *Zygochlamys patagonica*.

## INTRODUCCIÓN

El manejo de todas las pesquerías requiere tomar decisiones sobre cuál de las diferentes alternativas de manejo es la que llevará a los resultados más deseables. Es por esto que uno de los pasos fundamentales a la hora de decidir entre las diferentes opciones de manejo es considerar los posibles resultados, derivaciones y probabilidades de cada una de ellas (Hilborn y Walters 1992). Uno de los aspectos comúnmente considerados para el manejo de las pesquerías es si existe algún tipo de relación entre la abundancia de las tallas explotadas y el éxito reproductivo de la población (Ricker 1954; Myers 2001; Beverton y Holt 2012). La idea subyacente es que a medida que se reduce el *stock* reproductivo habrá una disminución en el número de gametas que eventualmente repercutirá negativamente sobre el número de reclutas, comprometiendo la persistencia del recurso (Cardinale y Arrhenius 2000).

Por más que frecuentemente se han encontrado este tipo de relaciones (con formas variadas) en una gran cantidad de pesquerías, en el caso particular de las vieiras no constituyen una hipótesis *a priori* (Orensanz *et al.* 2016). De hecho, se ha postulado que mientras que el número de larvas que potencialmente se pueden asentar está relacionado con el tamaño del *stock* parental, el número efectivo de larvas que se asientan depende de una serie de características y condiciones desconocidas del entorno físico y biológico, incluyendo la hidrodinámica del lugar de asentamiento, la predación o la disponibilidad de sustrato apropiado (Joll 1988; Young *et al.* 1988).

En particular, la pesquería de vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*) en el Mar Argentino está regulada por el gobierno argentino a través del Consejo Federal Pesquero (CFP). El manejo de esta pesquería incluye, entre otras decisiones, el establecimiento de cierres permanentes y temporales, cuotas, talla mínima de captura y la prohibición de pesca donde la proporción de vieiras no comerciales sea mayor a la de vieiras comerciales (Campodónico *et al.* 2019) en cada una de las unidades de manejo definidas en la Resolución N° 15/2012 del CFP. Más específicamente, en cada unidad de manejo, tanto las áreas habilitadas a la pesca como las capturas máximas permisibles se definen en base a la proporción de vieiras de talla comercial ( $\geq 55$  mm) sobre el total de vieiras, quedando prohibida la pesca (Resoluciones N° 4/2008 y N° 9/2016 del CFP) en áreas en las que se encuentre  $<50\%$  de vieiras comerciales (i.e. índice Z: número de vieiras comerciales / número de vieiras totales  $\times 100$ ; Lasta *et al.* 2008). Sin embargo, la Resolución N° 4/2018 del CFP (con fecha del 5 de abril de 2018) habilitó la captura de vieiras  $\geq 52$  mm para tres subunidades de la unidad de manejo B hasta la finalización de 2018. Por lo dicho en los párrafos anteriores, es necesario evaluar las posibles consecuencias no deseadas para la sostenibilidad de la pesquería que podría tener este cambio temporario en la reglamentación.

La talla de la primera madurez sexual para hembras y machos de *Zygochlamys patagonica* es muy parecida (36.63 mm para los machos y 36.31 mm para las hembras; Campodónico *et al.* 2008). La talla mínima de captura establecida en 55 mm aseguraría entonces que los individuos capturados hayan experimentado al menos 3 eventos reproductivos (considerando los crecimientos reportados por Lomovasky *et al.* 2008). Por lo tanto, es necesario evaluar si el cambio en la estrategia de captura afectaría al número de eventos reproductivos y el posterior reclutamiento, repercutiendo negativamente sobre la sostenibilidad de la pesquería a largo plazo.

El objetivo de este informe es, a partir de la información disponible, evaluar si el cambio en la estrategia de captura afecta a la tasa de reclutamiento. En este contexto, realizamos (1) una serie de cálculos y simulaciones para determinar el posible impacto del cambio en la talla mínima de captura, y (2) análisis con el fin de evaluar la posible relación entre la proporción de individuos de talla comercial ( $\geq 55$  mm; Z) y el reclutamiento.

## METODOLOGÍA

### Efectos del cambio en la talla mínima de captura sobre la reproducción

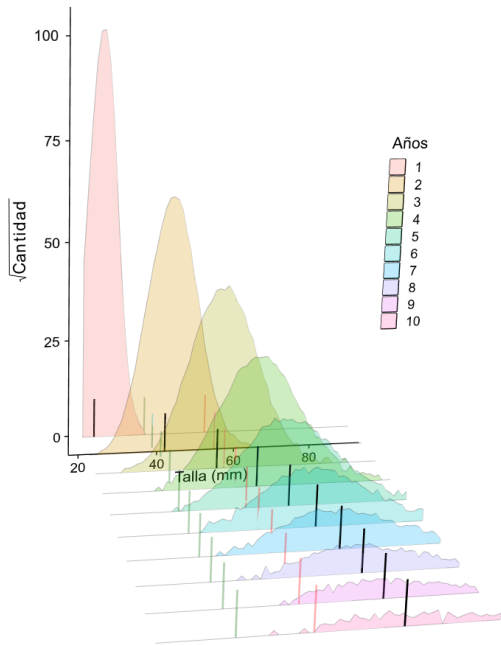
La contribución de los organismos reproductivos al reclutamiento está dada por una serie de eventos sensibles a las condiciones ambientales y al contexto biológico que comprenden desde la producción de gametas, la formación de cigotos y el desarrollo larval, el posicionamiento en la columna de agua de las larvas y su traslado, y el asentamiento en el fondo para hacer efectivo el reclutamiento propiamente dicho. La reducción de la talla mínima de captura puede afectar directamente la abundancia de organismos reproductivos al desplazar la mortalidad por pesca incidiendo sobre la supervivencia de organismos de menor talla.

Para entender y cuantificar el impacto de este desplazamiento utilizamos varias distribuciones de frecuencias de tallas tanto observadas en distintos momentos en la unidad de manejo B como generadas sintéticamente a partir de las características de éstas últimas. Comparamos en la transición de un año al siguiente la diferencia en proporción de individuos que contribuyen a la reproducción debido al efecto de la pesca mediado por el desplazamiento de la talla mínima de captura.

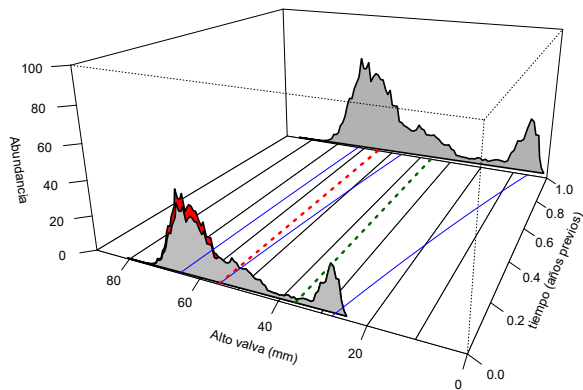
En la Fig. 1 se puede observar la disminución en la abundancia de una cohorte a lo largo del tiempo debido a la mortalidad natural, con un valor de  $M=0.4$ , que resulta un valor de supervivencia anual de  $\sim 67\%$ . A partir de la talla mínima de captura la cohorte es afectada además por la mortalidad por pesca. En la Fig. 2 se representa la evolución de la distribución de tallas debida al crecimiento, la mortalidad natural y la mortalidad por pesca (suponiendo una captura del 20% de la biomasa comercial por año).

### Relación entre el índice Z y el reclutamiento

Como mencionamos en la introducción, la reducción en la talla mínima de captura podría tener efectos negativos sobre el reclutamiento. Más allá de los cálculos y simulaciones analizados en la sección anterior, también se puede explorar los datos disponibles en busca de evidencia que permita evaluar esta hipótesis. Una aproximación posible con los datos disponibles es la de evaluar si existe una relación entre el índice Z (número de vieiras comerciales / número de vieiras totales  $\times 100$ ), regularmente utilizado por INIDEP para recomendar al CFP la apertura y cierre de áreas a la pesca, y el número de reclutas de vieira al año siguiente. El supuesto de este análisis es que si el reclutamiento dependiera fuertemente del número de vieiras maduras, un índice Z más alto debería llevar a mayores reclutamientos. Para evaluar si este escenario ocurrió durante el transcurso de la pesquería, se utilizaron las distribuciones de frecuencias de talla totales reportados en los informes de prospección del INIDEP (ver LITERATURA AUXILIAR). Para todos los análisis se consideró a las vieiras de talla comercial como aquellas  $\geq 55$  mm, mientras que se consideraron reclutas a diferentes rangos de tallas. Dado que en el primer año, y dentro del rango espacial analizado, las vieiras pueden alcanzar diferentes tallas (i.e. hasta 14 y 19 mm



**Fig. 1.** Evolución temporal de una cohorte de vieira patagónica. Las barritas verticales negras corresponden a la media de la talla de la cohorte. Las barritas verticales rojas corresponden a la talla mínima de captura (55 mm) y las barritas verticales verdes a la talla de inicio reproductivo (36.5 mm). A lo largo de los años sucesivos la abundancia de la cohorte disminuye por la mortalidad natural ( $M=0.4$ ) y la talla media y la dispersión de tallas aumenta debido al crecimiento.



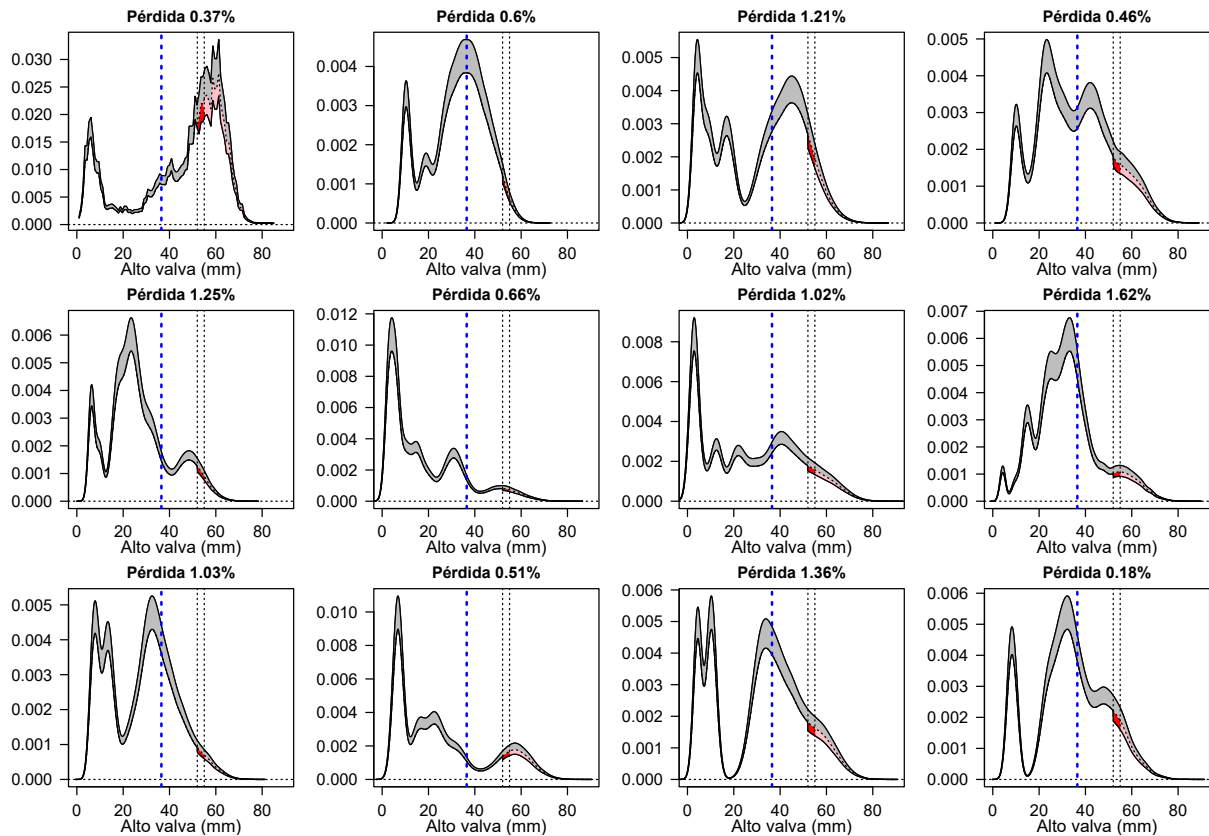
**Fig. 2.** Evolución temporal de la distribución de tallas de vieira patagónica (sin incorporación de reclutas). En gris, atrás, la distribución de tallas el año anterior. Al frente la distribución de tallas resultante después de un año de crecimiento, considerando la mortalidad natural y la mortalidad por pesca. Las líneas azules continuas muestran la trayectoria del crecimiento (mayor crecimiento relativo a menor talla). La línea punteada roja corresponde a la talla mínima de captura (55 mm) y la línea punteada verde a la talla de inicio reproductivo (36.5 mm). La disminución en la supervivencia debida a la mortalidad por pesca a partir de la talla mínima de captura ( $F = 0.2$ ; remoción de  $\sim 20\%$  de la biomasa comercial) se muestra en sombreado rojo.

dependiendo de la zona; Lomovasky *et al.* 2008, 2011), en los análisis estadísticos se consideraron a estas dos tallas como el límite superior de las tallas de los reclutas. Sin embargo, podría argumentarse que las tallas más pequeñas ( $\leq 15$  mm de longitud; alto de valva) no pueden ser observadas en su totalidad, por lo que se repitieron los análisis considerando reclutas a aquellas tallas  $>15$  mm y  $\leq 28$  mm (Aubone 2022).

Para evaluar si el índice Z explica el reclutamiento posterior, se realizó una regresión lineal entre esas dos variables, ya sea discriminando por unidad de manejo o integrando todas. Dado que se cuenta con una distribución de frecuencia de tallas por unidad de manejo y año, cada punto de la regresión proviene de un año diferente. Como no existe un rango de tallas que refleje el reclutamiento (variable dependiente en los análisis) que no tenga sus limitaciones (Lomovasky *et al.* 2008, 2011; Mauna 2013; Aubone 2022), optamos por evaluar diferentes opciones.

En primer lugar se consideró como variable dependiente al número de reclutas (ya sea individuos  $\leq 14$  mm,  $\leq 19$  mm, o  $>15$  mm y  $\leq 28$  mm). En los dos casos con los rangos más bajos de tallas, se analizó la relación entre el índice Z de un año dado y el número de reclutas del año siguiente. En el caso del rango de tallas  $>15$  mm y  $\leq 28$  mm, la comparación se hizo entre el Z de un año dado y el número de reclutas dos años más tarde. En todos los casos, la variable dependiente fue transformada con el logaritmo para cumplir con los supuestos de los análisis. Para estos análisis sólo se consideró el periodo 2012-2021, ya que anteriormente las unidades de manejo tenían diferente denominación y extensión. Si bien se podría usar la ubicación de los lances para asignarlos a las unidades de manejo vigentes, el esfuerzo de prospección podría ser muy diferente en algunos casos, afectando la comparación. En los análisis separados por unidad de manejo, solamente se consideraron las unidades B y F que fueron las únicas con al menos cinco puntos. Dado que se encontraron algunas relaciones significativas consistentes entre los tres rangos de tallas considerados para los reclutas (ver RESULTADOS), se realizó un análisis de regresión múltiple con las mismas variables dependientes pero usando diferentes proporciones de rangos de tallas como predictores (en lugar del índice Z). Los rangos de talla considerados como predictores fueron:  $>36$  mm y  $\leq 45$  mm,  $>45$  mm y  $\leq 55$  mm,  $>55$  mm y  $\leq 65$  mm,  $>65$  mm y  $\leq 75$  mm, y  $>75$  mm. El modelo final se obtuvo mediante una selección paso a paso (en ambas direcciones) basado en el criterio de Akaike. El análisis integrando las diferentes unidades de manejo incluyó a las unidades B, D, E, F y G, donde se concentraron la gran mayoría de las campañas de prospección que se hicieron desde 2012.

En segundo lugar se consideró como variable dependiente a la proporción de reclutas (en lugar del número). Esta variable fue transformada con la raíz cuadrada para cumplir con los supuestos de los análisis. Los rangos de tallas considerados fueron los mismos del párrafo anterior, al igual que los desacoples temporales entre los valores del índice Z y el reclutamiento. Si bien la proporción de reclutas está afectada por la cantidad de adultos que dependen de la historia previa del lugar, la utilización de esta variable permite la integración de todos los años disponibles en la pesquería. Esto es así porque, por más que las áreas se hayan evaluado con diferente esfuerzo a lo largo de los años, eso aplicaría a todas las tallas y entonces no afectaría a las proporciones entre ellas (dentro de un año dado). El análisis integrando las diferentes unidades de manejo incluyó a las unidades de manejo A, B, D, E, F y G.



**Fig. 3.** Evaluación de la pérdida de individuos reproductivos durante un año debido a la reducción del tamaño mínimo de captura de 55 mm a 52 mm de alto de valva. El polígono gris representa la reducción en abundancia debida a la mortalidad natural ( $M=0.4$ ). El polígono rosa representa la reducción adicional debida a la mortalidad por pesca para vieiras mayores a una talla mínima de captura de 55 mm ( $F = 0.2$ ; remoción de  $\sim 20\%$  de la biomasa comercial). El polígono rojo representa la reducción adicional por la pesca en el rango de 52 mm a 55 mm. Para evaluar la reducción porcentual en el número de vieiras reproductivas debida al cambio en la talla mínima de captura, dividimos el área del polígono rojo por el área del polígono blanco a la derecha de la línea punteada azul (talla mínima reproductiva). El panel superior izquierdo corresponde a la distribución de frecuencias de tallas para la unidad de manejo B en 2018. El resto de los paneles corresponden a simulaciones de la composición de tallas en condiciones más desfavorables para la disminución de los individuos reproductivos. Como la mortalidad natural y la mortalidad por pesca ocurren simultáneamente, la pesca toma individuos que de no ser pescados hubieran muerto por causas naturales, y tiene una importancia en la reducción de individuos mucho menor de lo que la intuición sugiere.

Por último, y dado que en total se realizaron 9 regresiones usando el número de reclutas y 21 usando la proporción de reclutas, se realizaron 4 pruebas del signo. Si hubiera un efecto del índice Z en el reclutamiento, sería esperable que la mayoría de las regresiones mostraran una pendiente positiva, más allá de su significancia. La hipótesis nula de estas 4 pruebas fue que había la misma probabilidad de encontrar pendientes positivas y negativas. Se realizaron dos pruebas para el número de reclutas (una teniendo en cuenta todas las regresiones -9-, y otra considerando sólo las pendientes de las 6 regresiones por unidad de manejo). Se realizaron otras dos pruebas para la proporción de reclutas con la misma lógica: una para todas las regresiones -21- y otra para las 18 regresiones por unidad de manejo.

## RESULTADOS

### Efectos del cambio en la talla mínima de captura sobre la reproducción

En la Fig. 3 se presentan, a modo de breve ejemplo, unas pocas evaluaciones de la pérdida adicional de organismos reproductores causada por la reducción de la talla mínima de captura a 52 mm. La evaluación sobre la distribución de tallas en la unidad de manejo B en 2018 indica que se registraría una merma

del 0.37% en el número de vieiras reproductivas debido a esa reducción de la talla. Las evaluaciones utilizando distribuciones de tallas sintéticas, a partir de simulaciones que intensifican el posible efecto de esta reducción, no indican disminuciones en el número de los posibles reproductores mayores al 2% ( $\bar{x}=0.77\%$ ; 0.01% y 1.59% son los límites inferior y superior del 95%, respectivamente). Como la mortalidad natural y la mortalidad por pesca ocurren simultáneamente, la pesca toma individuos que de no ser pescados hubieran muerto por causas naturales, y tiene una importancia en la reducción de individuos mucho menor de lo que la intuición sugiere.

### Relación entre el índice Z y el reclutamiento

Se encontraron muy pocas relaciones significativas entre los valores del índice Z y los diferentes estimadores de reclutamiento (ver Tabla 1). Cuando se utilizó el número de vieiras pequeñas (ver Tabla 1 para los diferentes rangos considerados) como estimador del reclutamiento, globalmente no se encontró una relación, ni tampoco dentro de la unidad de manejo F, aunque cabe destacar que sí se encontró una relación positiva en la B, independientemente del rango considerado (Fig. 4). Al analizar si todas esas relaciones eran mayormente positivas o negativas,

**Tabla 1**

Resultados de todas las regresiones lineales. UM: unidad de manejo; Reclutas: rango de tallas considerado reclutas; Pendiente: pendiente de la regresión; g.l.: grados de libertad del denominador (los del numerador fueron siempre 1. El valor de “-” hace referencia a todas las unidades de manejo en su conjunto.

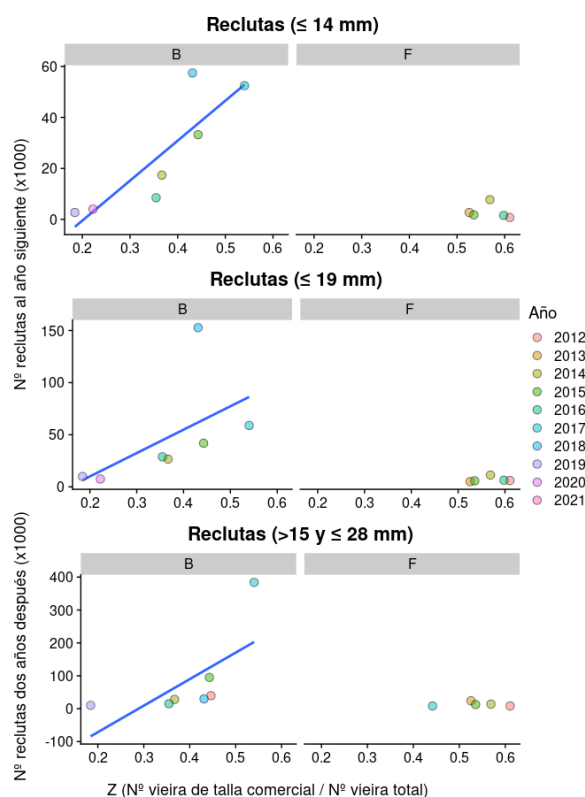
UM	Reclutas	Pendiente	r <sup>2</sup>	F	g.l.	p
<b>Número de reclutas</b>						
B	< 14 mm	9.2662	0.898	44.06	5	0.001
F	< 14 mm	-10.2220	0.195	0.73	3	0.457
-	< 14 mm	-1.6803	0.020	0.45	22	0.508
B	< 19 mm	6.8856	0.702	11.76	5	0.019
F	< 19 mm	2.0251	0.058	0.18	3	0.696
-	< 19 mm	-0.9743	0.011	0.24	22	0.626
B	>15 y ≤ 28 mm	9.3526	0.733	13.70	5	0.014
F	>15 y ≤ 28 mm	0.5125	0.005	0.02	3	0.907
-	>15 y ≤ 28 mm	-1.1679	0.033	0.71	21	0.408
<b>Proporción de reclutas</b>						
A	< 14 mm	-0.4102	0.311	3.62	8	0.094
B	< 14 mm	0.0619	0.005	0.09	19	0.763
D	< 14 mm	-0.2710	0.187	2.53	11	0.140
E	< 14 mm	-0.0082	0.001	0.01	11	0.918
F	< 14 mm	-0.3682	0.390	7.68	12	0.017
G	< 14 mm	0.0000	0.000	0.00	4	1.000
-	< 14 mm	-0.2096	0.106	8.92	75	0.004
A	< 19 mm	-0.4671	0.305	3.51	8	0.098
B	< 19 mm	0.0676	0.005	0.10	19	0.756
D	< 19 mm	-0.3452	0.223	3.16	11	0.103
E	< 19 mm	-0.0382	0.012	0.13	11	0.727
F	< 19 mm	-0.4324	0.369	7.02	12	0.021
G	< 19 mm	-0.0923	0.093	0.41	4	0.556
-	< 19 mm	-0.2554	0.124	10.64	75	0.002
A	>15 y ≤ 28 mm	-0.1928	0.149	1.23	7	0.305
B	>15 y ≤ 28 mm	0.2905	0.096	1.92	18	0.183
D	>15 y ≤ 28 mm	-0.1787	0.091	1.00	10	0.342
E	>15 y ≤ 28 mm	-0.0231	0.003	0.03	10	0.865
F	>15 y ≤ 28 mm	-0.0988	0.018	0.22	12	0.649
G	>15 y ≤ 28 mm	-0.7215	0.562	5.13	4	0.086
-	>15 y ≤ 28 mm	-0.0880	0.020	1.47	71	0.229

la prueba del signo reveló que no hubo un signo predominante ni al considerar solamente los análisis por unidad de manejo (p = 0.219), ni al incluir también las regresiones globales (p = 1). El análisis de regresión múltiple para la unidad de manejo B arrojó que para los reclutas ≤ 14 mm y también para los reclutas >15 mm y ≤ 28 mm, todas las proporciones de tallas reproductoras quedaron seleccionadas en el modelo final salvo el rango más pequeño (>36 mm y ≤ 45 mm). En el caso de los reclutas ≤ 19 mm, quedaron seleccionadas solamente las tallas >55 mm y ≤ 65 mm y las >75 mm.

Al considerar a la proporción de reclutas (en lugar del número), mayormente no se encontraron relaciones con el índice Z. Solamente se observaron relaciones significativas (y negativas) en la unidad de manejo F y a nivel global para los dos rangos de talla menores (Fig. 5). En este caso, y más allá de su significancia, la mayoría de las relaciones mostraron un signo negativo, tanto considerando solo los análisis por unidad de manejo (p = 0.031) como cuando también se incluyeron los análisis globales (p = 0.007).

**DISCUSIÓN**

Los resultados obtenidos en este informe, muestran que una reducción en la talla de captura mínima afecta a una proporción muy pequeña de los adultos reproductores, y sugieren que su

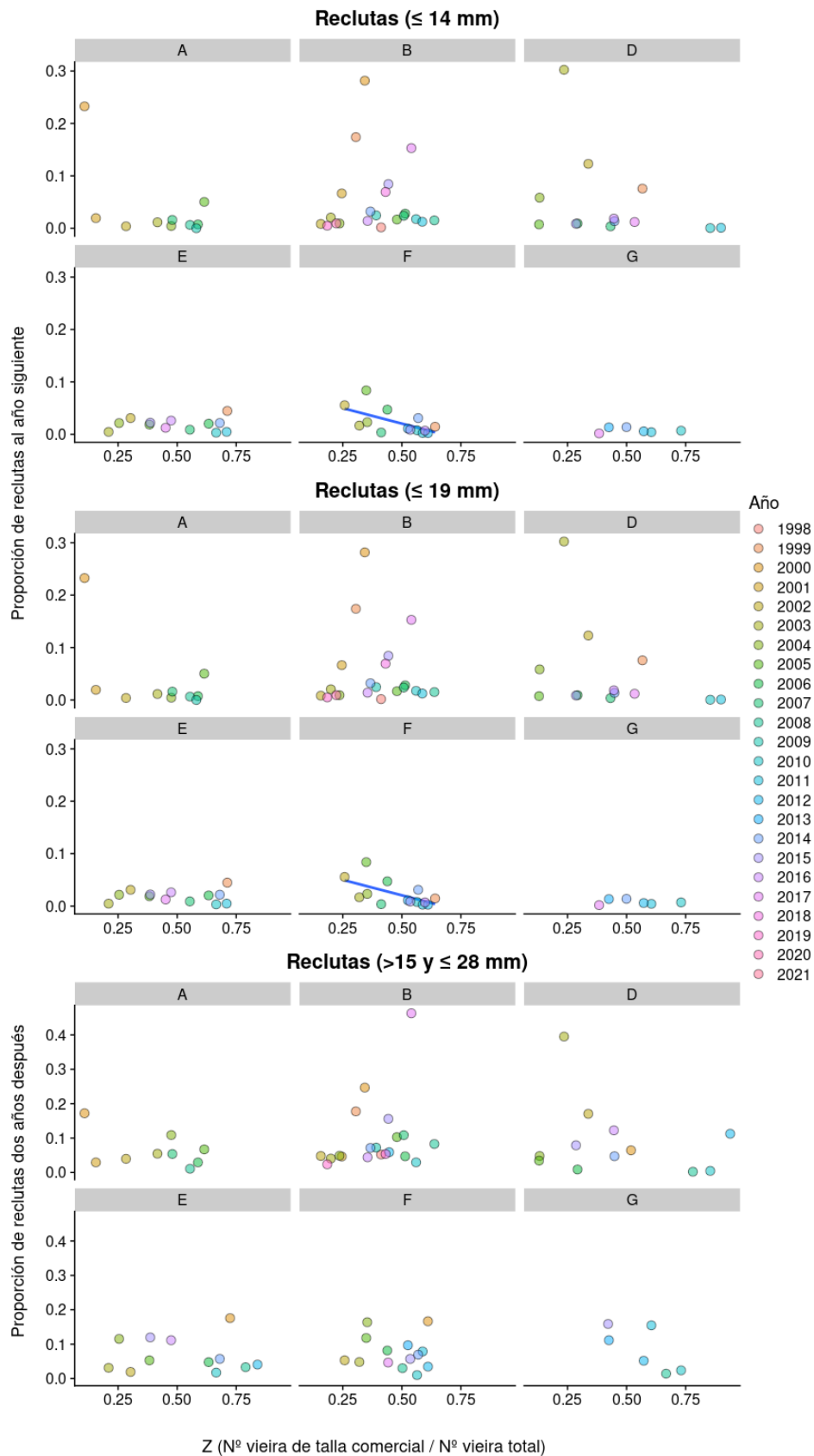


**Fig. 4.** Relación entre el índice Z (como proporción) y el número de reclutas estimado de tres formas diferentes, para las dos unidades de manejo con datos suficientes (B y F). Se consideraron los datos desde 2012 (cuando se definieron las unidades de manejo vigentes) en adelante por haber tenido un esfuerzo de prospección similar. Las líneas azules marcan la recta de regresión en aquellos casos en los que fuera significativa (ver Tabla 1)

impacto a nivel reclutamiento es sumamente bajo. La atenuación de este impacto se debe posiblemente a causas varias; entre ellas que la magnitud del cambio de talla mínima es muy pequeña (3 mm), que la mortalidad natural y la mortalidad por pesca actúan simultáneamente (ver Mannini *et al.* 2020, para una discusión de la consideración conjunta de ambas fuentes de mortalidad en modelos de evaluación de stock), que el rango de tallas que participa en la reproducción es una proporción relativamente alta de las tallas comúnmente observadas, y que el reclutamiento en organismos marinos de baja movilidad pero con larva pelágica suele ser un proceso complejo y multicausal.

**Mortalidad por pesca y mortalidad natural**

Si tomamos como referencia un valor de tasa instantánea de mortalidad natural de  $M \sim 0.4$  (Milessi *et al.* 2010), la remoción anual del 20% de los individuos de talla comercial (que es usualmente la proporción que representa la captura máxima permitida en la unidad de manejo B en relación a la biomasa total de vieira comercial estimada), no implica un aumento sustancial de la mortalidad total ( $F \sim 0.2$ ;  $Z \sim 0.6$ ). La magnitud de la mortalidad natural considerada se traduce en una supervivencia anual del 67% ( $e^{-0.4}$ ) y la magnitud de la pesca considerada reduce levemente la supervivencia anual al 55% ( $e^{-0.6}$ ), solo para las vieiras mayores que la talla mínima de captura. La reducción de la contribución a la reproducción en el rango de tallas 52-55



**Fig. 5.** Relación entre el índice Z (como proporción) y la proporción de reclutas estimada de tres formas diferentes, para las unidades de manejo con datos suficientes. Las líneas azules marcan la recta de regresión en aquellos casos en los que fuera significativa (ver Tabla 1).

mm por la reducción del tamaño mínimo de captura es como hemos visto mínima.

### Del Z al reclutamiento

Al analizar las relaciones entre el índice Z (proporción de individuos de talla comercial) y diferentes variables indicativas de reclutamiento de la vieira patagónica, para la unidad de manejo B encontramos relaciones positivas con el número de reclutas, aunque no hubo una tendencia general clara a relaciones positivas al considerar más unidades de manejo. Es más, al considerar la proporción de reclutas como variable dependiente, lo que predominan son relaciones negativas.

Si bien hay publicados algunos estudios (mayormente indirectos) mostrando una relación positiva entre el número de adultos y reclutas de vieiras (ver Tettelbach *et al.* 2013; Beukers-Stewart *et al.* 2003 y sus citas), el paradigma predominante es que esta asociación es rara, al menos a escala local (Orensanz *et al.* 2016). En términos generales se cree que esta relación es poco común porque un reclutamiento satisfactorio depende fuertemente de una variedad de factores físicos, químicos y biológicos (Young *et al.* 1988; ver [Incertidumbres en el reclutamiento](#)). Es más, aún encontrando una relación positiva entre la cantidad de reclutas y de adultos, esta podría ser un artefacto de una variable externa regulando tanto a reclutas como a adultos de forma independiente. De hecho, en el caso de la vieira patagónica se ha observado que las mayores densidades, tanto de reclutas como de adultos, se dan en zonas con determinadas características hidrodinámicas que generan la retención y acumulación de individuos (Mauna *et al.* 2008).

Al margen de estas incertidumbres sobre el motivo real detrás de las poco frecuentes relaciones positivas, en este caso evaluamos al índice Z como predictor del reclutamiento. Este índice es un agregado de todas las tallas comerciales ( $\geq 55$  mm), corregido por el total de individuos. Por lo tanto, aún cuando la madurez sexual se alcanza alrededor de los 36.5 mm (Campodónico *et al.* 2008), no necesariamente todos los rangos de tallas contribuyen de la misma manera al reclutamiento, como se ha visto para otras vieiras (McGarvey *et al.* 1993). En otras palabras, de ser este el caso, un Z alto podría estar relacionado positivamente con el reclutamiento, pero no necesariamente porque todas las tallas contenidas en ese índice tengan la misma influencia sobre el reclutamiento. Para tener una visión preliminar de si este podría ser el caso, hicimos una regresión múltiple entre la abundancia proporcional de diferentes rangos de talla y el reclutamiento. Los resultados sugieren que no todas las tallas aportarían de igual manera. Sin embargo, de ninguna manera podemos ser concluyentes al respecto, ya que un análisis pormenorizado del tema excede completamente los objetivos de este informe, y la inclusión de este análisis fue simplemente para determinar si esta lógica de razonamiento tenía algún soporte en los datos.

El caso de las relaciones negativas entre el Z y la abundancia proporcional de reclutas es un poco más desafiante. Prácticamente no hay estudios que hayan encontrado una relación negativa entre la abundancia (proporcional o absoluta) de adultos y de reclutas. Nuestra hipótesis principal es que se trata de un artefacto estadístico. Valores altos del índice Z ( $\geq 50$  %; o 0.5 si es en proporción) muestran una población dominada por individuos de talla comercial, y para ese mismo año, muestra una baja abundancia proporcional de reclutas (y viceversa). En nuestro caso, la abundancia proporcional de reclutas se estimó al año (o dos años) siguiente(s), lo que en cierta

forma independiza las dos variables. Sin embargo, y dado que en todo el período de la pesquería prácticamente no se observaron grandes pulsos de reclutamiento (Valero 2002; Mauna 2013), no es esperable que las abundancias proporcionales de reclutas aumenten sustancialmente de un año al siguiente. Si ese fuera el caso, es lógico que predominen las relaciones negativas entre el Z y la abundancia proporcional de reclutas.

### Incertidumbres en el reclutamiento

Entre los factores que regulan el número de reclutas de vieiras se encuentran las enfermedades (Summerson y Peterson 1990), la predación (Hart 2006), efectos denso-dependientes (Vahl 1982), ingeniería ecosistémica (Howarth *et al.* 2011), marginalmente la temperatura (Shephard *et al.* 2010), y más (Hunt y Scheibling 1997). De hecho, desde ya hace mucho tiempo se sabe que las poblaciones marinas se caracterizan por pulsos ocasionales de reclutamientos masivos que además de estar regulados por procesos determinísticos, también lo están por procesos estocásticos (Underwood y Fairweather 1989), al punto que los modelos poblacionales actuales incluyen también estas fuentes de control (Cooley *et al.* 2015).

A pesar de todos estos ruidos que afectarían nuestra capacidad de detectar efectos fuertes y consistentes del índice Z en el reclutamiento, es imaginable que existiera una relación subyacente y relevante para la sostenibilidad de la pesquería. Aún en ese contexto, el cambio en las estrategias de manejo fue muy acotado espacial y temporalmente. El 5 de abril de 2018, el CFP (Resolución N° 4/2018) habilitó la captura de vieiras  $\geq 52$  mm para tres subunidades de la unidad de manejo B hasta la finalización de 2018. El cambio de talla mínima de captura duró menos de un año, en un contexto de una pesquería que ya pasó los 25 años. Es más, la unidad de manejo B representa menos del 22% de la superficie de las 7 unidades de manejo (vigentes en ese momento: A, B, C, D, E, F, G) más utilizadas por la flota pesquera y alrededor de un 13% de las unidades de manejo actuales (sin contar la H). Pero estos números serían mucho más bajos si se considerara que el cambio en la reglamentación aplicó sólo para tres subunidades de la unidad de manejo B que sumadas alcanzaban un 14% de la superficie de dicha unidad de manejo. Es decir, la superficie habilitada para la pesca sobre la que operó el cambio en la talla mínima de captura fue menor al 2% de la superficie de las unidades de manejo vigentes (sin contar a la H). Estos valores se vuelven aún más pequeños si se considera que sólo una parte de las superficies habilitadas en esa unidad de manejo fue efectivamente barrida por la pesca en dicho período. Integrando toda la información presentada en este informe, podemos concluir que el cambio de manejo, tan acotado en tiempo y espacio, es muy improbable que haya tenido un impacto significativo en el reclutamiento y en el sostenimiento de la pesquería a largo plazo.

### AGRADECIMIENTOS

La evaluación presentada en este informe se ha desarrollado en el marco de un Servicio Técnico de Alto Nivel (STAN ST5236) entre el CONICET y las empresas GLACIAR PESQUERA S.A. y WANCHESE ARGENTINA SRL.

### LITERATURA CITADA

Aubone, A. (2022). Un modelo de dinámica poblacional estructurado en tres estadios (3ENoR): aplicación para la vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Parte I: Diagnóstico. conceptos. Technical Report 023-22, INIDEP.

- Beukers-Stewart, B., Mosley, M., y Brand, A. (2003). Population dynamics and predictions in the isle of man fishery for the great scallop, *Pecten maximus* L. *ICES Journal of Marine Science*, 60(2):224–242.
- Beverton, R. J. y Holt, S. J. (2012). *On the dynamics of exploited fish populations*, volumen 11. Springer Science & Business Media.
- Campodónico, S., Macchi, G., Lomovasky, B., y Lasta, M. (2008). Reproductive cycle of the Patagonian scallop *Zygochlamys patagonica* in the south-western Atlantic. *Marine Biological Association of the United Kingdom. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 88(3):603.
- Campodónico, S., Escolar, M., García, J., y Aubone, A. (2019). Historical overview and current status of the patagonian scallop *Zygochlamys patagonica* (king 1832) fishery in argentina. biology, stock assessment and management. *Marine and Fishery Science (MAFIS)*, 32(2):125–148.
- Cardinale, M. y Arrhenius, F. (2000). The relationship between stock and recruitment: are the assumptions valid? *Marine Ecology Progress Series*, pp. 305–309.
- Cooley, S. R., Rheuban, J. E., Hart, D. R., Luu, V., Glover, D. M., Hare, J. A., y Doney, S. C. (2015). An integrated assessment model for helping the united states sea scallop (*Placopecten magellanicus*) fishery plan ahead for ocean acidification and warming. *PLoS One*, 10(5):e0124145.
- Hart, D. R. (2006). Effects of sea stars and crabs on sea scallop *Placopecten magellanicus* recruitment in the Mid-Atlantic Bight (USA). *Marine Ecology Progress Series*, 306:209–221.
- Hilborn, R. y Walters, C. J. (1992). *Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty*. Springer Science & Business Media.
- Howarth, L. M., Wood, H. L., Turner, A. P., y Beukers-Stewart, B. D. (2011). Complex habitat boosts scallop recruitment in a fully protected marine reserve. *Marine Biology*, 158(8):1767–1780.
- Hunt, H. L. y Scheibling, R. E. (1997). Role of early post-settlement mortality in recruitment of benthic marine invertebrates. *Marine Ecology Progress Series*, 155:269–301.
- Joll, L. M. (1988). Recruitment variation in stocks of the saucer scallop *Amusium balloti* in the abrolhos islands area. En Dredge, M. L., Zacharin, W. F., y Joll, L. M., editores, *Proceedings of the Australasian Scallop Workshop*, pp. 61–67, Hobart, Australia. Tasmanian Government Printer.
- Lasta, M., Hernández, D. R., y Campodónico, S. (2008). *Vieira Patagonica Sector Norte. Evaluación de biomasa año 2008. Technical Report 49, INIDEP.*
- Lomovasky, B. J., Baldoni, A., Ribeiro, P., Alvarez, G., Lasta, M., Campodónico, S., e Iribarne, O. (2011). Exploring the causes of differences in growth rate of the patagonian scallop *zygochlamys patagonica* along its commercial bed distribution in the sw atlantic. *Journal of sea research*, 66(2):162–171.
- Lomovasky, B. J., Lasta, M., Valiñas, M., Bruschetti, M., Ribeiro, P., Campodónico, S., e Iribarne, O. (2008). Differences in shell morphology and internal growth pattern of the patagonian scallop *zygochlamys patagonica* in the four main beds across their sw atlantic distribution range. *Fisheries Research*, 89(3):266–275.
- Mannini, A., Pinto, C., Konrad, C., Vasilakopoulos, P., y Winker, H. (2020). “the elephant in the room”: Exploring natural mortality uncertainty in statistical catch at age models. *Frontiers in Marine Science*, 7:1099.
- Mauna, A. C. (2013). Reclutamiento de la vieira patagónica, *Zygochlamys patagonica* (bivalvia: Pectinidae), en el sector norte de manejo, océano atlántico sudoccidental. *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero*, 22:43–57.
- Mauna, A. C., Franco, B. C., Baldoni, A., Acha, E. M., Lasta, M. L., e Iribarne, O. O. (2008). Cross-front variations in adult abundance and recruitment of patagonian scallop (*zygochlamys patagonica*) at the sw atlantic shelf break front. *ICES Journal of Marine Science*, 65(7):1184–1190.
- McGarvey, R., Serchuk, F. M., y McLaren, I. A. (1993). Spatial and parent-age analysis of stock–recruitment in the georges bank sea scallop (*placopecten magellanicus*) population. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50(3):564–574.
- Milessi, A. C., Lasta, M., Iribarne, O., y Kittlein, M. J. (2010). Direct and indirect estimates of natural mortality for the patagonian scallop *zygochlamys patagonica*. *Journal of Shellfish Research*, 29(2):381–386.
- Myers, R. A. (2001). Stock and recruitment: generalizations about maximum reproductive rate, density dependence, and variability using meta-analytic approaches. *ICES Journal of Marine Science*, 58(5):937–951.
- Orensanz, J. M. L., Parma, A. M., y Smith, S. J. (2016). Dynamics, assessment, and management of exploited natural scallop populations. En Shumway, S. E. y Parsons, G. J., editores, *Developments in Aquaculture and Fisheries Science*, volumen 40 de *Scallops*, pp. 611–695. Elsevier.
- Ricker, W. E. (1954). Stock and recruitment. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 11(5):559–623.
- Shephard, S., Beukers-Stewart, B., Hiddink, J. G., Brand, A. R., y Kaiser, M. J. (2010). Strengthening recruitment of exploited scallops *pecten maximus* with ocean warming. *Marine Biology*, 157(1):91–97.
- Summerson, H. C. y Peterson, C. H. (1990). Recruitment failure of the bay scallop, *Argopecten irradians concentricus*, during the first red tide, *Ptychodiscus brevis*, outbreak recorded in North Carolina. *Estuaries*, 13(3):322–331.
- Tettelbach, S. T., Peterson, B. J., Carroll, J. M., Hughes, S. W., Bonal, D. M., Weinstock, A. J., Furman, B. T., y Smith, C. F. (2013). Priming the larval pump: resurgence of bay scallop recruitment following initiation of intensive restoration efforts. *Marine Ecology Progress Series*, 478:153–172.
- Underwood, A. J. y Fairweather, P. G. (1989). Supply-side ecology and benthic marine assemblages. *Trends in Ecology & Evolution*, 4(1):16–20.
- Vahl, O. (1982). Long-term variations in recruitment of the iceland scallop, *Chlamys islandica* from Northern Norway. *Netherlands Journal of Sea Research*, 16:80–87.
- Valero, J. L. (2002). Analysis of Temporal and Spatial Variation in Growth and Natural Mortality Estimation with an Integrated Dynamic Model in the Patagonian Scallop (*Zygochlamys patagonica*). Tesis de máster, School of Aquatic and Fishery Sciences, University of Washington, Seattle, WA, USA.
- Young, P. C., Martin, R. B., y West, G. J. (1988). Variability in spat-fall and recruitment of commercial scallops (*Pecten fumatus*) in bass strait. En Dredge, M. L., Zacharin, W. F., y Joll, L. M., editores, *Proceedings of the Australasian Scallop Workshop*, pp. 80–91, Hobart, Australia. Tasmanian Government Printer.

## LITERATURA AUXILIAR

Los informes de las campañas de prospección realizados por el INIDEP para la evaluación del estado de la pesquería.

- Lasta, M. (1998). Informe de Campaña CC - 14 - 1998. Vieira patagónica - Estación Fija Banco RECLUTAS. Inf. Invest. INIDEP.
- Lasta, M. (1998). Informe de Campaña CC - 17 - 1998. Vieira patagónica - Estación Fija Banco RECLUTAS. Inf. Invest. INIDEP.
- Lasta, M., Marecos, A., García, M., Campodónico, S. (2000). Relevamiento de bancos de vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*) en la Unidad Sur de Manejo: bancos San Blas, SWSAO, Valdés, Tango-B y SW-Tango. Inf. Invest. INIDEP.
- Lasta, M., Hernández, D., Bogazzi, E., Campodónico, S. (2001). Vieira patagónica. Unidad norte de manejo - CTMFM. Evaluación de biomasa año 2001. Inf. Invest. INIDEP. N° 9/2001, 25p.
- Campodónico, S., Lasta, M. (2002). Informe de campaña CC - 05/02. Evaluación de biomasa de vieira patagónica. Unidad Sur de Manejo: bancos San Blas, SWSAO, Valdés, Tango B, SW-Tango B y Fuera Unidad Sur de Manejo. Complementariamente: estación fija banco reclutas. Inf. Invest. INIDEP. N° 20/2002, 57p.
- Campodónico, S., Lasta, M. (2004). Vieira Patagónica: Unidad Sur de Manejo. Bancos San Blas, SWSAO, Valdés, Tango B y SW Tango B. Inf. Invest. INIDEP.
- Lasta, M., Campodónico, S. (2004). Evaluación de Biomasa de Vieira Patagónica. Unidad Norte de Manejo: Bancos Reclutas, MDQ y Área "a". Inf. Invest. INIDEP.
- Campodónico, S., Lasta, M. (2006). Evaluación de Biomasa de Vieira Patagónica: SECTOR SUR. Bancos San Blas, SWSAO, Valdés, Tango B y SW Tango B. Área Fuera de Unidad Sur de Manejo. Inf. Invest. INIDEP. N° 18/2006, 43p.
- Marecos, A., Lasta, M. (2006). Evaluación de Biomasa de Vieira Patagónica. Sector Norte de Manejo: Bancos Reclutas, MDQ y Área "a". Inf. Invest. INIDEP. N° 15/2006, 51p.
- Campodónico, S., Lasta, M. 2007. Evaluación de Biomasa de Vieira Patagónica 1ª etapa: SECTOR SUR. Unidades de Manejo 5 (sur), 6, 7, 8 y 9. Inf. Invest. INIDEP. N° 14/2007, 41p.
- Lasta, M., Campodónico, S. (2007). Evaluación de Biomasa de Vieira Patagónica 2ª etapa: Sector sur. Unidades de Manejo 3, 4 y 5 (norte). Inf. Invest. INIDEP. N° 16/2007, 25p.
- Schwartz, M., Mauna, C., Lasta, M. (2007). Evaluación de Biomasa de Vieira Patagónica. Sector Norte de Manejo: UM 1.1, UM 1.2 y UM 2. Inf. Invest. INIDEP N° 23/2007, 50p.
- Marecos, A., Herrera, S., Campodónico S., Lasta, M. (2008). Evaluación de Biomasa de Vieira Patagónica. Unidades de Manejo 3, 5, 6 y 7. Inf. Invest. INIDEP N° 14/2008, 16p.
- Marecos, A., Mauna, C., Lasta, M. (2008). Evaluación de Biomasa de Vieira Patagónica. Unidades de Manejo 1.1, 1.2 y 2. Inf. Invest. INIDEP N° 2008, 16p.
- Marecos, A., Lasta, M., Campodónico, M. (2009). Evaluación de Biomasa de Vieira Patagónica 2009. Unidades de Manejo 1.1, 1.2 y 2. Inf. Invest. INIDEP N° 16/2009, 32p.
- Marecos, A. (2010). Evaluación de Biomasa de Vieira Patagónica UM 5, 6 y 7. Inf. Invest. INIDEP N° 8/2010.
- Marecos, A., Herrera, S., Campodónico S., Lasta, M. (2010). Evaluación de Biomasa de Vieira Patagónica (*Zygochlamys patagonica*) UM 8, 9 y 10. Inf. Invest. INIDEP N° 10/2010, 14p.
- Herrera, S., Marecos, A. (2011). Evaluación de Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidades de Manejo 4 (parcial) y 5. Inf. Invest. INIDEP.
- Marecos, A., Schwartz, M., Herrera, S. (2010). Evaluación de Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). 2010. SECTOR NORTE (Unidades de Manejo 1.1, 1.2, 2) y SECTOR SUR (Unidad de Manejo 3). Inf. Invest. INIDEP N° 2010, 28p.
- Marecos, A. (2011). Evaluación de Biomasa de Vieira Patagónica. Unidad de Manejo 3, año 2011. Inf. Invest. INIDEP.
- Mauna, C., Herrera, S. Evaluación de Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*) 2012, Unidad de Manejo B. Inf. Invest. INIDEP N° 04/2016, 29p.
- Marecos, A., Herrera, S., Escolar, M. (2012). Evaluación de Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidades de Manejo F y G. Inf. Invest. INIDEP N° 2012, 25p.
- Campodónicos, S., Herrera, S. (2012). Evaluación de Vieira Patagónica (*Zygochlamys patagonica*) Unidades de Manejo D (ex sur UM 4, UM 5 y UM 6) y E (ex sur UM 6, UM 7 y norte UM 8) año 2012. Inf. Invest. INIDEP N° 2012, 30p.
- Herrera, S., Dato, C., Marecos, A. (2014). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidades de Manejo F Y G. Año 2013. Inf. Invest. INIDEP N° 3/2014, 34p.
- Campodónico, S., Escolar, M. (2014). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidad de Manejo B. Año 2014. Inf. Invest. INIDEP N° 20/2014, 24p.
- Campodónico, S., Escolar, M. (2014). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidades de Manejo D y E. Año 2014. Inf. Invest. INIDEP N° 16/2014, 30p.
- Marecos, A., Escolar, M., Herrera, S. (2014). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidades de Manejo F y G. Año 2014. Inf. Invest. INIDEP N° 22/2014, 28p.
- Campodónico, S., Herrera, S., Villalba, J., García, J. (2015). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidad de Manejo B. Año 2015. Inf. Invest. INIDEP N° 16/2015, 23p.
- Campodónico, S., Herrera, S., Villalba, J. (2015). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidades de Manejo D y E. Año 2015. Inf. Invest. INIDEP N° 21/2015, 37p.
- Hernández, D., Campodónico, S., Escolar, M. (2016). Metodología de evaluación de la biomasa de vieira patagónica a partir de los datos de campañas de investigación. Inf. Invest. INIDEP N° 04/2016, 14p.
- Campodónico, S., Herrera, S., Villalba, J., García, J. (2016). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidades de Manejo F y G. Año 2015. Inf. Invest. INIDEP N° 8/2016, 32p.
- Villalba, J., Marecos, A., Herrera, S., Cabreira, A. (2016). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidades de Manejo D y E. Año 2016. Inf. Invest. INIDEP N° 36/2016, 37p.
- Campodónico, S., Herrera, S., García, J., Villalba, J. (2016). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidades de Manejo F y G. Año 2016. Inf. Invest. INIDEP N° 34/2016, 39p.
- Campodónico, S., Roth, R., Villalba, J., García, J., Herrera, S., Schwartz, M. (2017). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidad de Manejo B. Año 2016. Inf. Invest. INIDEP N° 2/2017, 27p.
- Campodónico, S., García, J., Herrera, S., Villalba, J. (2017). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidad de Manejo B. Año 2017. Inf. Invest. INIDEP N° 27/2017, 28p.
- Campodónico, S., García, J., Schwartz, M. (2017). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidades de Manejo F y G. Año 2017. Inf. Invest. INIDEP N° 28/2017, 33p.

- Marecos, A., Herrera, S., Schwartz, M. (2018). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidad de Manejo B. Año 2017. Inf. Invest. INIDEP N° 2018, 38p.
- Marecos, A., Villalba, J., Leonarduzzi, E. (2018). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidades de Manejo D y E. Año 2018. Inf. Invest. INIDEP N° 38/2018, 36p.
- Schwartz, M., Herrera, S., Bruno, I. (2019). Campaña de evaluación de biomasa de Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidades de Manejo F y G. Año 2018. Inf. Invest. INIDEP N° 2/2019, 37p.
- Campodónico, S., Escolar, M., García, J. (2019). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidad de Manejo B. Año 2018. Inf. Invest. INIDEP N° 3/2019, 31p.
- Campodónico, S., Escolar, M., García, J. (2019). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidad de Manejo B. Año 2019. Inf. Invest. INIDEP N° 27/2019, 31p.
- Schwartz, M., Herrera, S. (2019). Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Campaña de evaluación de biomasa. Unidades de manejo F y G. Año 2019. Inf. Invest. INIDEP N° 2019, 34p.
- Escolar, M., Herrera, S., Schwartz, M., Brachetta, H. (2020). Campaña de evaluación de biomasa de Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidad de Manejo C. Año 2019. Inf. Invest. INIDEP N° 4/2020, 28p.
- Campodónico, S., Escolar, M., García, J. (2020). Informe de campaña de evaluación de la biomasa de Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidad de Manejo B. Año 2020. Inf. Invest. INIDEP N° 15/2020, 34p.
- Campodónico, S., Escolar, M., Herrera, S., Schwartz, M. (2021). Informe de campaña de evaluación de la biomasa de Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Área al oeste de las unidades de manejo A y B. Año 2020. Inf. Invest. INIDEP N° 3/2021, 29p.
- Campodónico, S., Escolar, M., Herrera, S., Vecchia, M. (2021). Campaña de evaluación de biomasa de Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*). Unidad de Manejo A. Año 2021. Inf. Invest. INIDEP N° 4/2020, 28p.
- Campodónico, S., Escolar, M. (2022). Evaluación de biomasa de vieira patagónica. Unidad de Manejo B. Recomendaciones para el año 2022. Inf. Técnico Oficial INIDEP N° 025-22, 31p.