ESCUELA DE CIENCIAS DEL MAR

PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DE VALPARAÍSO

Proyecto FIPA 2023-02
Informe Final

DISEÑO E IMPLEMENTACIÓN DE EVALUACIÓN DE ESTRATEGIAS DE MANEJO (EEM) EN LAS PESQUERÍAS DE ANCHOVETA Y SARDINA COMÚN: FASE 2.

Requirente

Subsecretaría de Pesca y Acuicultura
Fondo de Investigación Pesquera y de Acuicultura

Oferente

Pontificia Universidad Católica de Valparaíso
Escuela de Ciencias del Mar

Valparaíso, abril, 2025

Información del Proyecto	
Título	FIPA 2023-02: Diseño e implementación de Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) en las pesquerías de Anchoveta y Sardina común: Fase 2.
Requirente	Subsecretaría de Pesca y Acuicultura Fondo de Investigación Pesquera y de Acuicultura
Contraparte	Pontificia Universidad Católica de Valparaíso Facultad de Ciencias del Mar y Geografía
Unidad Ejecutora	Escuela de Ciencias del Mar Av. Universidad 330 Curauma, Valparaíso
Jefe de Proyecto	Cristian Canales Ramírez Pontificia Universidad Católica de Valparaíso
Equipo de trabajo	
Pontificia Universidad Católica de Valparaíso	Cristian Canales Ramírez Nazareth Sánchez Espinoza Jesús Curiel Pérez Exequiel González Poblete
Instituto de Investigación Pesquera	Marcos Arteaga Vásquez Aquiles Sepúlveda Oróstica Claudio Gatica Molina Roberto San Martín Valdebenito Carlos González Ayamante
Consultor externo	Roberto Licandeo (PhD, UBC)

Resumen Ejecutivo

En este estudio se evaluó la implementación de procedimientos/estrategias de manejo para la pesquería de pelágicos pequeños sardina común-anchoveta de la zona centro-sur. A través de consenso, se identificaron siete principales fuentes de incertidumbre que afectan la gestión de esta pesquería: (i) reclutamiento, (ii) condiciones ambientales, (iii) pesquería mixta, (iv) modelo de evaluación de stock, (v) hiper-regla, (vi) operación intra anual, (vii) imputación conjunta. De estas, se destacó el reclutamiento y las condiciones ambientales como las variables más críticas.

Como parte del acondicionamiento del modelo operativo, se determinó que la talla de selectividad de la anchoveta es mayor que su talla de madurez sexual, lo cual implica una mayor resistencia a los efectos de la mortalidad por pesca, aunque con riesgos potenciales de sobrepesca. Del mismo modo, se determinó que la estacionalidad del reclutamiento varía entre especies, siendo máximo en el primer trimestre para la anchoveta y extendido entre el cuarto y primer trimestre para la sardina. Los patrones cíclicos y la alternancia de especies son parte de la aleatoriedad del sistema, lo cual resultó replicable mediante modelos operativos basados en remuestreo de residuales históricos.

En el proyecto se evaluó y validó el procedimiento abreviado ("shortcut") de Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM), lo cual aumentó la eficiencia computacional y exploró múltiples procedimientos de manejo (PM) y modelos operativos. En este contexto, se determinó que el error de estimación de la biomasa es mayor en la anchoveta que en la sardina, con un máximo error del 26% y 30% para la biomasa total y desovante, respectivamente. Se determinó que un 57% de los PMs evaluados no cumplieron los objetivos de manejo en el largo plazo, especialmente aquellos sin elementos precautorios como la ausencia de factores de riesgo en la cuota inicial o uso de factores de estabilización de capturas entre años. Las diferencias claves entre los PM seleccionados se observaron a nivel de la variabilidad de biomasas, mortalidad por pesca y capturas proyectadas, siendo los cambios en el régimen de reclutamiento los que más afectan el desempeño de los PM.

Se determinó que los cambios en los rasgos biológicos de las especies afectan menos la escala poblacional comparado con cambios en el reclutamiento. Alteraciones en crecimiento y madurez sexual podrían reducir la biomasa y capturas en un 25% respecto a los valores objetivo RMS de largo plazo. En tanto, los cambios de régimen, con o sin efectos en rasgos biológicos, podrían llevar a niveles de colapso y capturas insostenibles y con mayor afectación en la anchoveta. Los diagramas de Kobe mostraron que los PM tienen un desempeño similar en condiciones normales, con riesgos latentes de sobrepesca y sobreexplotación debido a la variabilidad natural de las especies. En condiciones desfavorables, solo el PM13 destacó en mitigar la mortalidad por pesca mediante una regla tipo rampa.

Los resultados mostraron que los PM tienen efectos distintos sobre las especies, y que el PM actual favorece la conservación de la sardina en detrimento de la anchoveta, no obstante, los factores de riesgo que han sido aplicados a la Captura Biológica Aceptable (CBA). En este contexto, se determinó que el uso de hiper-regla genera mayores niveles de capturas, aumento del esfuerzo de pesca, mayor estabilidad de las capturas y en general bajo efecto en los niveles de biomasa poblacional promedio. Sin embargo, incrementa notablemente la probabilidad de salir de la zona de plena explotación y caer en sobreexplotación y sobrepesca. Por el contrario, el PM13 se destacó por su equilibrio en conservación, ajustando la mortalidad por pesca del recurso más comprometido, y favoreciendo de paso la estabilidad en la pesquería. De hecho y en condiciones extremas, el PM13 mostró el mejor desempeño, permitiendo una captura mixta ligeramente superior a las 200 mil toneladas anuales, mientras que, en condiciones normales, la captura podría rondar las 500 mil toneladas. Sin considerar la política de remanentes, se obtendría mayor estabilidad poblacional y probabilidad de capturas altas en el largo plazo, y menor riesgo en los ejes de conservación. Por su lado, eliminar la veda de reclutamiento podría generar beneficios económicos máximos y estabilidad de capturas, pero también mayores riesgos de sobrepesca, menor biomasa y estabilidad de los recursos.

Se determinó que el procedimiento actual genera beneficios anuales de MM$ 17, de los cuales MM$ 14 corresponden a los beneficios sociales (descontados costos de emisión de CO_2), y que ante condiciones ambientales desfavorables, la operación de embarcaciones estándar (15-18 m eslora y casco de acero) no sería rentable.

Finalmente, y entre los PM evaluados, el PM13 mostró la mejor valoración por los usuarios y el mejor desempeño en conservación y pesquería, el cual promueve capturas mixtas promedio de 500 mil toneladas anuales, estabilidad del estatus y la pesquería, y niveles de biomasa de largo plazo similares al procedimiento de manejo actual. La implementación de este PM en la pesquería mixta de sardina y anchoveta debe basarse entro otros aspectos, en la suma de las recomendaciones mono-específicas, uso de relaciones empíricas crucero-CBA, cuotas precautorias iniciales del 85% de la CBA estimada y el desarrollo de solo una evaluación anual con información completa de los stocks.

Executive Summary

In this study, the implementation of management procedures/strategies for the small pelagic fishery of common sardine and anchovy in the south-central zone was evaluated. By consensus, seven primary sources of uncertainty influencing the management of this fishery were identified: (i) recruitment, (ii) environmental conditions, (iii) mixed fishery, (iv) stock assessment model, (v) control rule, (vi) intra-annual operations, and (vii) joint inputting. Among these, recruitment and environmental conditions were highlighted as the most critical variables.

As part of the conditioning of the operational model, it was determined that the selectivity size of the anchovy is greater than its size at sexual maturity, which implies greater resistance to the effects of fishing mortality, although with potential risks of overfishing. Likewise, it was determined that the seasonality of recruitment varies between species, being maximum in the first quarter for the anchovy and extended between the fourth and first quarter for the sardine. Cyclic patterns and species alternance are part of the system's randomness, which was found to be replicable through operational models based on resampling of historical residuals.

The project evaluated and validated the Management Strategy Evaluation (MSE) shortcut procedure, which increased computational efficiency and explored multiple management procedures (MP) and operational models. In this context, it was determined that the biomass estimation error is greater in anchovy than in sardine, with a maximum error of 26% and 30% for total and spawning biomass, respectively. It was determined that 57% of the MPs evaluated did not meet management objectives in the long term, especially those without precautionary elements such as the absence of risk factors in the initial quota or the use of catch stabilization factors between years. Key differences between the selected MPs were observed at the level of variability in biomass, fishing mortality and projected catches, with changes in the recruitment regime being the ones that most affect the performance of the MPs.

It was determined that changes in the biological traits of the species affect the population scale less compared to changes in recruitment. Alterations in growth and sexual maturity could reduce biomass and catches by 25% with respect to the long-term MSY target values. Meanwhile, regime changes, with or without effects on biological traits, could lead to collapse levels and unsustainable catches, with a greater impact on anchovy. The Kobe diagrams showed that the MPs have a similar performance under normal conditions, with latent risks of overfishing and overexploitation due to the natural variability of the species. Under unfavorable conditions, only MP13 stood out in mitigating fishing mortality through a ramp-type rule.

The results showed that the PM have different effects on the species, and that the current PM favors the conservation of sardines to the detriment of anchovies, despite the risk factors that

have been applied to the Acceptable Biological Catch (ABC). In this context, it was determined that the use of hyper-rules generates higher levels of catches, increased fishing effort, greater stability of catches and generally low effect on average population biomass levels. However, it significantly increases the probability of leaving the full exploitation zone and falling into overexploitation and overfishing. On the contrary, PM13 stood out for its balance in conservation, adjusting the fishing mortality of the most compromised resource, and favoring the stability of the fishery. In fact, and in extreme conditions, PM13 showed the best performance, allowing a mixed catch slightly higher than 200 thousand tons per year, while in normal conditions, the catch could be around 500 thousand tons. Without considering the reduction due to remnants, greater population stability, low population risks and more probability of high catches would be obtained, with fewer trips and a slight increase in average catches. On the other hand, eliminating the fishing closure by recruitment could generate maximum economic benefits and catch stability, but also greater risks of overfishing, lower biomass and resource stability.

It was determined that the current procedure generates annual benefits of MM$ 17, of which MM$ 14 correspond to social benefits (discounting CO_2 emission costs), and that under unfavorable environmental conditions, the operation of standard vessels (15-18 m in length and steel hull) would not be profitable.

Finally, among the evaluated MPs, MP13 showed the best stakeholders rating and the best conservation and fishery performance, promoting average mixed catches of 500 thousand tons per year, stability of status and fishery, and long-term biomass levels similar to the current management procedure. The implementation of this MP in the mixed sardine and anchovy fishery should be based, among other aspects, on the sum of monospecific recommendations, use of empirical surveys-CBA relationships, initial precautionary quotas of 85% of the estimated CBA, and the development of only one annual stock assessment with complete fishery information.

Índice General

1. Objetivo General 16

2. Objetivos Específicos 16

3. Introducción 17

4. Antecedentes 18

4.1. Distribución y hábitat 18

4.2. Aspectos biológicos y dinámica poblacional 19

4.3. Pesquería 19

4.4. Estrategia de manejo 21

5. Metodología 23

5.1. Objetivo específico 1: Identificar, representar y evaluar explícitamente las principales fuentes de incertidumbre, profundizando en aquellas asociadas a la condición de pesquería mixta, imputación conjunta, al régimen operacional intra-anual, y la hiper-regla descrita para la pesquería de la sardina común y anchoveta centro sur. 23

5.1.1 Principales fuentes de incertidumbre del proyecto FIPA 2018-49 (Fase 1) 23

5.1.2 Revisión bibliográfica de la literatura nacional e internacional 24

5.1.3 Encuesta de opinión técnica 24

5.1.4 Primer taller de trabajo: Fuentes de incertidumbre 25

5.2. Objetivo específico 2: Desarrollar modelo(s) operativo(s) alternativo(s) que incorpore(n) las principales fuentes de incertidumbre asociadas a la evaluación de stock de sardina común y anchoveta, considerando también escala intra-anual. 27

5.2.1. Modelos Operativos y fuentes de incertidumbre 30

5.2.2. Fuentes de error y variabilidad 31

5.3. Objetivo específico 3: Testear estrategias de manejo alternativas, utilizando Procedimientos de Manejo (PM) empíricos y PM modelo-basado alternativos para las pesquerías. 33

5.3.1 Generación de datos 33

5.3.2 Evaluación y diagnóstico poblacional 33

5.3.3. Reglas de Control de Capturas (RCC) y Procedimientos de Manejo (PM) 34

5.4. Objetivo específico 4: Evaluar la efectividad del manejo para alcanzar el o los objetivos de manejo establecidos por la LGPA y otros que se propongan para la administración de una pesquería mixta de sardina común y anchoveta. 42

5.4.1 Indicadores económicos y sociales 43

5.5. Objetivo específico 5: Asesorar al Comité de Manejo en la evaluación de las propuestas de estrategias de captura para las pesquerías, desarrolladas durante el año 2022. 46

5.5.1 Taller 1: Reglas de Control de Captura e Indicadores de Desempeño dirigido al Comité de Manejo de pequeños pelágicos de la zona centro sur. 47

5.5.2 Taller 2: Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) y aplicación de RCC en las pesquerías de anchoveta y sardina común dirigido al CM. 49

5.5.3 Taller 3: Asesoría al Comité de Manejo de pequeños pelágicos de la zona centro sur en la selección de PM. 50

5.5.4 Taller 4: Resultados de las EEM comunicados al Comité Científico Técnico de Pesquería de Pequeños Pelágicos (CCT-PP) 50

5.5.5 Taller 5: Asesoría al Comité de Manejo de pequeños pelágicos de la zona centro sur en la selección de PM. 50

6. Resultados 51

6.1. Objetivo específico 1: Identificar, representar y evaluar explícitamente las principales fuentes de incertidumbre, profundizando en aquellas asociadas a la condición de pesquería mixta, imputación conjunta, al régimen operacional intra-anual, y la hiper-regla descrita para la pesquería de la sardina común y anchoveta centro sur. 51

6.1.1 Principales fuentes de incertidumbre del proyecto FIPA 2018-49 (Fase 1) 51

6.1.2 Revisión bibliográfica de la literatura nacional e internacional 55

6.1.3 Encuesta de opinión técnica 76

6.1.4 Primer taller de trabajo: Fuentes de incertidumbre 80

6.2. Objetivo específico 2: Desarrollar modelo(s) operativo(s) alternativo(s) que incorpore(n) las principales fuentes de incertidumbre asociadas a la evaluación de stock de sardina común y anchoveta, considerando también escala intra-anual. 85

6.2.1 Implementación 85

6.2.2 Modelo del proceso biológico pesquero 85

6.2.3 Acondicionamiento del Modelo Operativo (MO) 88

6.2.4 Fuentes de variabilidad e incertidumbre 88

6.2.5 Validación: Método completo vs Método abreviado 103

6.3. Objetivo específico 3: Testear estrategias de manejo alternativas, utilizando Procedimientos de Manejo (PM) empíricos y PM modelo-basado alternativos para las pesquerías. 108

6.3.1 Desempeño de los procedimientos de manejo 108

6.4. Objetivo específico 4: Evaluar la efectividad del manejo para alcanzar el o los objetivos de manejo establecidos por la LGPA y otros que se propongan para la administración de una pesquería mixta de sardina común y anchoveta. 127

6.4.1 Desempeño de configuraciones alternativas al procedimiento de manejo actual PM1. . 127

6.4.2 Desempeño comparativo de procedimientos de manejo en la pesquería mixta..... 132

6.4.3 Relación entre las dimensiones de pesquería vs de conservación. 136

6.5. Objetivo específico 5: Asesorar al Comité de Manejo en la evaluación de las propuestas de estrategias de captura para las pesquerías, desarrolladas durante el año 2022. 138

6.5.1 Taller 1: Reglas de Control de Captura e Indicadores de Desempeño dirigido al Comité de Manejo de pequeños pelágicos de la zona centro sur. 138

6.5.2 Taller 2: Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) y aplicación de RCC en las pesquerías de anchoveta y sardina común dirigido al CM. 144

6.5.3 Taller 3: Asesoría al Comité de Manejo de pequeños pelágicos de la zona centro sur en la selección de PM. 145

6.5.4 Taller 4: Resultados de las EEM comunicados al Comité Científico Técnico de Pesquería de Pequeños Pelágicos (CCT-PP)..... 146

6.5.5 Taller 5: Asesoría al Comité de Manejo de pequeños pelágicos de la zona centro sur en la selección de PM. 147

7. Discusión 149

8. Conclusiones 158

9. Recomendaciones 161

10. Referencias 162

11. Anexos 172

Índice de Tablas

Tabla 1. Fuentes de incertidumbre consultadas mediante encuesta a distintos actores de las pesquerías de anchoveta y sardina común centro sur. 25
Tabla 2. Configuración de Modelos Operativos (MO) con base en cambios en los rasgos biológicos, como en la escala de los reclutamientos de anchoveta y sardina común de la pesquería zona centro sur. 30
Tabla 3. Configuración de las Reglas de Control de Capturas (RCC) para las pesquerías de anchoveta y sardina común. 36
Tabla 4. Puntos Biológicos de Referencia (PBR) de sardina común y anchoveta. 36
Tabla 5. Configuración de 14 Procedimientos de Manejo (PM) basados en 6 Reglas de Control de Capturas (RCC) para evaluar en las pesquerías de anchoveta y sardina común de la zona centro sur. 41
Tabla 6. Indicadores empleados para evaluar el desempeño de los procedimientos de manejo (PM) en la pesquería mixta sardina común-anchoveta. 42
Tabla 7. Esfuerzo, rendimiento (CPUE), captura y tamaño flota estandarizado, año 2022 43
Tabla 8. Consultas seleccionadas para el trabajo grupal con los integrantes del Comité de Manejo, orientadas al diseño de RCC en la pesquería de sardina común y anchoveta. 48
Tabla 9. Indicadores de desempeño consultados y agrupados por ámbitos. 48
Tabla 10. Ranking de fuentes de incertidumbre que obtuvieron una mayor recurrencia. 78
Tabla 11. Ranking de fuentes de incertidumbre que obtuvieron una mayor recurrencia. 79
Tabla 12. Fuentes de incertidumbre y variabilidad del sistema pelágico sardina-anchoveta, características y orientaciones para su consideración en modelos operativos. 84
Tabla 13. Script principal para ejecutar MSEmonomix de las pesquerías de anchoveta y sardina común de la zona centro sur. 86
Tabla 14. Variación relativa (en color) de indicadores de desempeño para la pesquería mixta sardina común-anchoveta centro sur para diferentes procedimientos de manejo basados en la política de remanentes. 128
Tabla 15. Variación relativa (en color) de indicadores de desempeño para la pesquería mixta sardina común-anchoveta centro sur para diferentes procedimientos de manejo y modelos operativos. 134
Tabla 16. Desempeño promedio global de los 14 PM y 4 MO evaluados para la pesquería mixta sardina común-anchoveta. El color verde más oscuro representa la mayor puntuación. 137
Tabla 17. Resultados de las preferencias expresadas en frecuencias de ocurrencia durante el *focus group* relacionado al ámbito sustentabilidad del stock. 141
Tabla 18. Resultados de las preferencias expresadas en frecuencias de ocurrencia durante el focus group relacionado al ámbito restauración del stock. 142
Tabla 19. Resultados de las preferencias expresadas en frecuencias de ocurrencia durante el focus group, relacionado al ámbito intereses de los usuarios. 143
Tabla 20. Indicadores de desempeño jerarquizados del bienestar social. 144

Índice de Figuras

Figura 1. Distribución y zona de estudio en Chile de los recursos anchoveta y sardina común 18
Figura 2. Desembarques (miles t) anuales (2002-2022) de los recursos anchoveta y sardina común de la zona centro sur 20
Figura 3. Ciclo y procedimiento de manejo de la pesquería de sardina común y anchoveta zona centro sur (Fuente: Extraído de Zúñiga et al., 2022). 22
Figura 4. Esquema general de la implementación del Modelo Operativo y procedimiento de evaluación de las estrategias de explotación en pelágicos pequeños de la zona centro sur 28
Figura 5. Esquema general para la determinación de una cuota mixta en pelágicos pequeños zona centro sur. 29
Figura 6. Relación entre la recomendación CBA final y los desembarques efectivamente realizados 32
Figura 7. Distribución de probabilidad del error de implementación como factor multiplicativo de las capturas en la pesquería mixta sardina común-anchoveta de la zona centro-sur para dos casos. 32
Figura 8. Reglas de Control de Capturas (RCC) para la pesquería de sardina común y anchoveta. 35
Figura 9. Relaciones empíricas entre la biomasa de cruceros acústicos (RECLAS y PELACES) 2014-2022 y las recomendaciones de CBA de sardina (s) o anchoveta (a). 40
Figura 10. Datos de entrada para el modelo de evaluación de stock de sardina común y anchoveta de la zona centro sur de Chile 55
Figura 11. Locaciones de pesquerías de pequeños pelágicos a nivel mundial.. 72
Figura 12. Área de desempeño y organizaciones a la cual pertenecen los encuestados. 76
Figura 13. Percepción de los encuestados, respecto de la importancia (% en términos relativos) de cada una de las 23 fuentes de incertidumbre consultadas. 77
Figura 14. Percepción de los encuestados, respecto de la importancia (% en términos relativos) de cada una de las 23 fuentes de incertidumbre consultadas. 78
Figura 15. Material fotográfico de los asistentes al taller: Fuentes de incertidumbre. 80
Figura 16. Niveles de selección y priorización de fuentes de incertidumbre 83
Figura 17. Proporción de las capturas trimestrales históricas de sardina común y anchoveta de la zona centro sur. 87
Figura 18. Desembarques (miles t) anuales (año biológico) de sardina común y anchoveta de la zona centro sur. Proporción de sardina común en los desembarques. 87
Figura 19. Ajuste/acondicionamiento del modelo operativo trimestral a la información de desembarques, cruceros y biomasa desovante estimada en MAE en anchoveta.. 89
Figura 20. Ajuste/acondicionamiento del modelo operativo trimestral a la información de desembarques, cruceros y biomasa desovante estimada en MAE en sardina común 90
Figura 21. Composiciones de tallas totales ajustadas en el acondicionamiento del modelo operativo trimestral de anchoveta. 91
Figura 22. Composiciones de tallas totales ajustadas en el acondicionamiento del modelo operativo trimestral de sardina común. 91
Figura 23. Reclutamiento trimestral-anual y su descomposición en anomalías anuales y estacionales del modelo operativo de anchoveta. 92

Figura 24. Reclutamiento trimestral-anual y su descomposición en anomalías anuales y estacionales del modelo operativo de sardina común. 92
Figura 25. Ejemplo de simulación/proyección de reclutamientos con remuestreo boostrap (ejemplo caso anchoveta). 93
Figura 26. Patrón de reclutamiento y variabilidad de la selectividad de sardina común (gris) y anchoveta (celeste). 94
Figura 27. Matriz de correlación de parámetros obtenido del acondicionamiento del MO anchoveta. ... 94
Figura 28. Matriz de correlación de parámetros obtenido del acondicionamiento del MO sardina común. 95
Figura 29. Regresión lineal entre las biomasas anual MAE y biomasas del MO trimestral. Los puntos en los cuadros de la izquierda representan las estimaciones MAE y la línea roja el MO trimestral. 96
Figura 30. Ejemplo de simulación del efecto de las reglas empíricas en las recomendaciones de cuotas de captura. Los puntos naranja y líneas rojas corresponden a cruceros RECLAS y los grises y líneas negras a PELACES. 97
Figura 31. Ejemplo de una simulación del efecto de la hiper-regla en las recomendaciones de cuotas de captura para los 14 Procedimientos de Manejo. Las líneas indican las recomendaciones luego de cada crucero. Sardina común. 98
Figura 32. Ejemplo de una simulación del efecto de la hiper-regla en las recomendaciones de cuotas de captura para los 14 Procedimientos de Manejo. Las líneas indican las recomendaciones luego de cada crucero. Anchoveta. 99
Figura 33. Ejemplo de una simulación del sistema biológico-pesquero en anchoveta. 101
Figura 34. Ejemplo de una simulación del sistema biológico-pesquero en sardina común.. 102
Figura 35. Biomasa simulada (línea azul) y biomasa estimada por el modelo MAE para 30 réplicas 104
Figura 36. Relación entre la biomasa simulada y biomasa estimada por el modelo MAE, junto con un histograma de desviaciones en escala log estandarizadas. 105
Figura 37. Trayectorias futuras y densidad de la biomasa y mortalidad por pesca de anchoveta de los últimos 5 años proyectados considerando enfoques MSE full y short, para las reglas Fcte (RCC0) y tipo rampa (RCC5). 106
Figura 38. Trayectorias futuras y densidad de la biomasa y mortalidad por pesca de sardina común de los últimos 5 años proyectados considerando enfoques MSE full y short, para las reglas Fcte (RCC0) y tipo rampa (RCC5). 107
Figura 39. Mediana de la biomasa proyectada para los procedimientos de manejo (PM) evaluados para la pesquería sardina común-anchoveta 110
Figura 40. Mediana de la biomasa de anchoveta proyectada para 6 procedimientos de manejo (PM) y 4 modelos operativos (MO) de la pesquería sardina común-anchoveta. 111
Figura 41. Mediana de la mortalidad por pesca de anchoveta proyectada para 6 procedimientos de manejo (PM) y 4 modelos operativos (MO) de la pesquería sardina común-anchoveta. 112
Figura 42. Mediana de las capturas de anchoveta proyectada para 6 procedimientos de manejo (PM) y 4 modelos operativos (MO) de la pesquería sardina común-anchoveta. 113
Figura 43. Mediana de la biomasa de sardina común proyectada para 9 procedimientos de manejo (PM) y 4 modelos operativos (MO) de la pesquería sardina común-anchoveta. 114

Figura 44. Mediana de la mortalidad por pesca de sardina común proyectada para 9 procedimientos de manejo (PM) y 4 modelos operativos (MO) de la pesquería sardina común-anchoveta. 115
Figura 45. Mediana de las capturas de sardina común proyectada para 9 procedimientos de manejo (PM) y 4 modelos operativos (MO) de la pesquería sardina común-anchoveta. 116
Figura 46. Diagrama de Kobe para anchoveta para 6 procedimientos de manejo (PM) y 4 modelos operativos (MO) de la pesquería sardina común-anchoveta. 117
Figura 47. Diagrama de Kobe para sardina común para 9 procedimientos de manejo (PM) y 4 modelos operativos (MO) de la pesquería sardina común-anchoveta. 118
Figura 48. Efecto relativo de 6 procedimientos de manejo (PM) sobre 5 ítems de conservación para sardina común y anchoveta. 119
Figura 49. Efecto relativo de 6 procedimientos de manejo (PM) sobre 5 ítems de pesquería para sardina común y anchoveta. 120
Figura 50. Mediana de la biomasa relativa mixta proyectada para 6 procedimientos de manejo (PM) y 4 modelos operativos (MO) de la pesquería mixta sardina común-anchoveta. 122
Figura 51. Mediana de la mortalidad por pesca relativa mixta proyectada para 6 procedimientos de manejo (PM) y 4 modelos operativos (MO) de la pesquería mixta sardina común-anchoveta. 123
Figura 52. Mediana de las capturas mixtas proyectada para 6 procedimientos de manejo (PM) y 4 modelos operativos (MO) de la pesquería mixta sardina común-anchoveta. 124
Figura 53. Diagrama de Kobe para 6 procedimientos de manejo (PM) y 4 modelos operativos (MO) de la pesquería mixta sardina común-anchoveta. 125
Figura 54. Box-plot de la biomasa, mortalidad por pesca y capturas relativas para 6 procedimientos de manejo de la pesquería mixta sardina común-anchoveta. 126
Figura 55. Desempeño de distintas configuraciones del procedimiento de manejo actual con política de remanentes (PM1), respecto de la opción sin remanentes (PM2) y de la opción con extracción de remanentes pero sin descuentos en la cuota (PM2b) y distintos MO. 129
Figura 56. Desempeño de distintas configuraciones del actual procedimiento de manejo (PM1) respecto de no considerar criterio de riesgo en la CBA (PM3) o eliminar veda de reclutamiento (PM14). Pesquería mixta sardina común-anchoveta. 130
Figura 57. Efectos relativos monoespecíficos de la aplicación de la hiper-regla (HR) en los recursos sardina común y anchoveta en PM1. 131
Figura 58. Desempeño de seis procedimientos de manejo para la pesquería mixta sardina común-anchoveta. 133
Figura 59. Relación de desvíos entre los intereses de la pesquería y los objetivos de conservación de los recursos sardina común-anchoveta. 136
Figura 60. Material fotográfico de los asistentes al taller RCC e Indicadores de Desempeño. 138
Figura 61. Material fotográfico de los asistentes al taller: Asesoría al CM en la selección de PM.. 145
Figura 62. Material fotográfico de los asistentes al taller: Asesoría al CM en la selección de PM. 146
Figura 63. Resultado de la encuesta para la identificación de las principales variables de desempeño para los usuarios de la pesquería anchoveta y sardina común de la zona centro sur. 147
Figura 64. Resultado de la encuesta para la selección del Procedimiento de Manejo para la pesquería anchoveta y sardina común de la zona centro sur. 148

Índice de Anexos

Anexo 1: Talleres y reuniones 172
Anexo 2: Objetivo específico 1 195
Anexo 3: Objetivo específico 2 199
Anexo 4: Objetivo específico 4 210
Anexo 5: Objetivo específico 5 219
Anexo 6: EEM para la pesquería mixta de anchoveta y sardina común. 227
Anexo 7: Personal participante por actividad. 271

Glosario de Términos

- **Acondicionamiento**

Proceso de ajuste de un modelo operativo mediante el uso de datos empíricos de una pesquería para asegurar que las simulaciones reflejan de manera adecuada las características y la dinámica del sistema real.

- **Cambios de Régimen**

Alteraciones significativas y persistentes en el ecosistema marino o en la dinámica de una población, provocados por factores naturales o humanos. Estos cambios pueden afectar la escala de los reclutamientos, la biología de los recursos y el éxito de las estrategias de manejo a largo plazo.

- **Error de Estimación**

Desviación entre los valores reales y los valores estimados de una población o de un recurso. Resulta de la imperfección en el modelo o en los datos usados para la estimación y puede afectar la toma de decisiones de manejo.

- **Error de Implementación**

Desviación entre las medidas de manejo propuestas (e.g., cuotas de captura) y su aplicación real. Puede ser resultado de dificultades logísticas, cumplimiento incompleto o errores en la interpretación de las regulaciones.

- **Error de Observación**

Desviación que ocurre debido a limitaciones en la recolección de datos, como imprecisiones en el muestreo o en los instrumentos de medición. Estos errores deben ser considerados al realizar evaluaciones de stock.

- **Fuentes de Incertidumbre**

Factores desconocidos que afectan la capacidad de predecir el comportamiento de una pesquería o el efecto de las medidas de manejo. Ejemplos incluyen cambios de escala sobre la mortalidad natural, cambios en el régimen de los reclutamientos o la tasa de crecimiento de las especies.

- **Fuentes de Variabilidad**

Cambios naturales e impredecibles en las condiciones ambientales o biológicas que afectan la dinámica de las poblaciones pesqueras. A diferencia de la incertidumbre, la variabilidad es inherente al sistema y no puede eliminarse, aunque puede considerarse en el manejo.

- **Full MSE (Evaluación Completa de Estrategia de Manejo)**

Evaluación exhaustiva de una estrategia de manejo mediante simulaciones detalladas del sistema de pesquería bajo diversas condiciones de incertidumbre y variabilidad. Proporciona una evaluación más completa del desempeño de las estrategias propuestas, incluyendo el proceso de colecta de datos y ajuste de modelos de evaluación poblacional.

- **Hiper Regla**

Regla de manejo o ajuste que actúa a un nivel superior al de las reglas de control de captura estándar. Puede ser una guía que permite modificar los límites de captura en función de condiciones especiales o excepcionales, como eventos climáticos extremos o cambios abruptos en la población de las especies objetivo. En el caso de la pesquería de sardina-anchoveta, privilegia la cuota más grande luego de tres estimaciones anuales.

- **Modelo de Emulación**

Modelo simplificado que intenta reproducir los resultados de modelos más complejos a menor costo computacional. Útil para realizar análisis rápidos y evaluar estrategias de manejo en simulaciones donde el tiempo de cómputo es una limitación.

- **Modelo de Estimación (o de evaluación de stock)**

Modelo utilizado para estimar el estado del recurso pesquero (e.g., biomasa o esfuerzo) basado en datos recolectados, como capturas o datos de esfuerzo, que luego informa las decisiones de manejo.

- **Modelo Operativo (MO)**

Es un modelo que representa de manera simplificada la dinámica de una pesquería, incluyendo aspectos biológicos, ecológicos, y de explotación. Se usa para simular el comportamiento del sistema bajo diferentes escenarios y para evaluar el desempeño de estrategias de manejo.

- **PELACES**

Crucero acústico realizado en otoño (mayo-junio) de cada año con el fin de medir la biomasa disponible de anchoveta y sardina común.

- **Pesquería Mixta**

Pesquería en la que varias especies se capturan simultáneamente debido a que habitan en el mismo ecosistema o porque se utilizan métodos de pesca no selectivos. Esto puede complicar la gestión, ya que las diferentes especies pueden tener diferentes niveles de explotación sostenibles.

- **Procedimiento de Manejo (PM)**

O Estrategia de Explotación; conjunto de reglas y métodos diseñados para guiar la toma de decisiones en el manejo de recursos pesqueros. Incluye reglas explícitas para la recolección de datos, el análisis de la información y la implementación de medidas de regulación como cuotas de captura.

- **Rasgos Biológicos**

Características inherentes de las especies, como su tasa de crecimiento, longevidad, y patrones de reproducción, que influyen en su susceptibilidad a la explotación y en las estrategias de manejo necesarias para su conservación.

- **RECLAS**

Crucero acústico realizado en verano (enero) de cada año con el fin de medir la biomasa del reclutamiento de anchoveta y sardina común.

- **Regla de Control de Captura (RCC)**

Es un protocolo que define cómo ajustar los niveles de captura en función de indicadores del estado del recurso, como la biomasa o el esfuerzo pesquero. Su objetivo es mantener la sostenibilidad del recurso ajustando la presión pesquera según cambios en la población.

- **Shortcut MSE (Evaluación Simplificada de Estrategia de Manejo)**

Es una versión simplificada de una Evaluación de Estrategia de Manejo (MSE, Management Strategy Evaluation) que permite evaluar de manera rápida el desempeño de un procedimiento de manejo sin realizar simulaciones exhaustivas de modelos de evaluación poblacional.

1. Objetivo General

Diseñar e implementar la aproximación Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) para las pesquerías de sardina común y anchoveta. Regiones entre Valparaíso a Los Lagos.

2. Objetivos Específicos

2.1. Identificar, representar y evaluar explícitamente las principales fuentes de incertidumbre, profundizando en aquellas asociadas a la condición de pesquería mixta, imputación conjunta, al régimen operacional intra-anual, y la hiper-regla descrita para la pesquería de la sardina común y anchoveta centro sur.

2.2. Desarrollar modelo(s) operativo(s) alternativos(s) que incorpore(n) las principales fuentes de incertidumbre asociadas a la evaluación de stock de sardina común y anchoveta, considerando también escala intra-anual.

2.3. Testear estrategias de manejo alternativas, utilizando Procedimientos de Manejo (PM) empíricos y PM modelo-basado alternativos para las pesquerías.

2.4. Evaluar la efectividad del manejo para alcanzar el o los objetivos de manejo establecidos por la LGPA y otros que se propongan para la administración de una pesquería mixta de sardina común y anchoveta.

2.5. Asesorar al Comité de Manejo en la evaluación de las propuestas de estrategias de captura para las pesquerías, desarrolladas durante el año 2022.

3. Introducción

Las pesquerías pelágicas de sardina común y anchoveta centro sur representan una de las más importantes del país, tanto en los niveles de desembarque, así como por el tamaño de la flota que participa en ésta. Dada la gran incertidumbre asociada a la condición de estos recursos, resulta fundamental implementar una herramienta que permita visualizar la probabilidad de alcanzar o no el objetivo de manejo demandado por la Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA), frente a un rango de fuentes de incertidumbres representadas a través de escenarios plausibles de la naturaleza.

Actualmente, en Chile las recomendaciones de Cuota Biológicamente Aceptable (CBA) están basadas en el desarrollo de la "mejor evaluación de stock", es decir, implementando una evaluación matemática-estadística que integra los datos y variables para el entendimiento del recurso, proveyendo estimaciones de abundancia y productividad de éste en el pasado y presente. A diferencia de lo anterior, la herramienta de Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) aparte de permitir transparentar e incluir la toma de decisión en una fórmula explícita, permite probarla mediante simulación para confirmar si puede ser esperado alcanzar el objetivo de manejo, minimizando el riesgo de ubicar al recurso en un estado poblacional poco saludable. Considerando los actuales desafíos de la gestión pesquera, los que en definitiva se centran en la gestión apropiada del riesgo bajo el mejor conocimiento posible de la incertidumbre, la implementación de EEM en el proceso de toma de decisiones y en el desarrollo de Reglas de Control de Captura (RCC) es fundamental en la administración pesquera moderna.

El proyecto FIPA 2018-49 de Canales et al. (2020), constituye un esfuerzo y contribución en el desarrollo de esta metodología EEM para pesquerías chilenas. Sin embargo, éste mismo delinea perspectivas futuras de investigación, de carácter relevante y necesarias en el corto plazo en cuanto a la asesoría para la toma de decisiones. La implementación de la herramienta de EEM, en estas pesquerías de alta variabilidad involucra un desafío permanente, siendo, la implementación de ésta segunda fase, un instrumento estratégico que permitirá mejorar la comprensión sobre la dinámica de estos recursos, y también, indagar y profundizar en el comportamiento de incertidumbres centrales e históricas asociadas a dichas pesquerías, identificando aquellas estrategias que permitan no solo la sostenibilidad de la pesquería y de las poblaciones, sino que además representen los intereses de todas las partes involucradas en las pesquerías.

De acuerdo con lo anterior, este estudio está enfocado en la implementación de herramientas robustas que permitan explorar y evaluar los efectos futuros de distintas acciones de manejo, incluyendo las principales fuentes de incertidumbre existentes en el sistema, considerando la asesoría y requerimientos de los involucrados en las pesquerías de anchoveta y sardina común.

4. Antecedentes

4.1. Distribución y hábitat

La anchoveta (*Engraulis ringens*) se distribuye desde el norte de Perú (6°S) hasta el sur de Chile (42°S) (Arrizaga, 1981; Serra, 1983), donde se han descrito tres principales stocks: (i) norte de Perú, (ii) sur de Perú-norte de Chile, (iii) centro-sur de Chile (Soto-Mendoza et al., 2012). En cambio, la sardina común (*Strangomera bentincki*) es una especie endémica de Chile distribuida desde el norte de Coquimbo (29°S) hasta Puerto Montt (42°S) (Cubillos & Arcos, 2002), con evidencias de un solo stock; centro-sur de Chile (Castillo et al., 1995; Frimodt, 1995; Ayon, 2001) (**Figura 1**). La anchoveta y sardina común son especies de hábitos pelágicos, encontrándose principalmente dentro de las 50 millas náuticas (Cubillos et al., 2001) y a profundidades de 3-80m (Serra, 1986; Castillo et al., 1995; Frimodt, 1995).

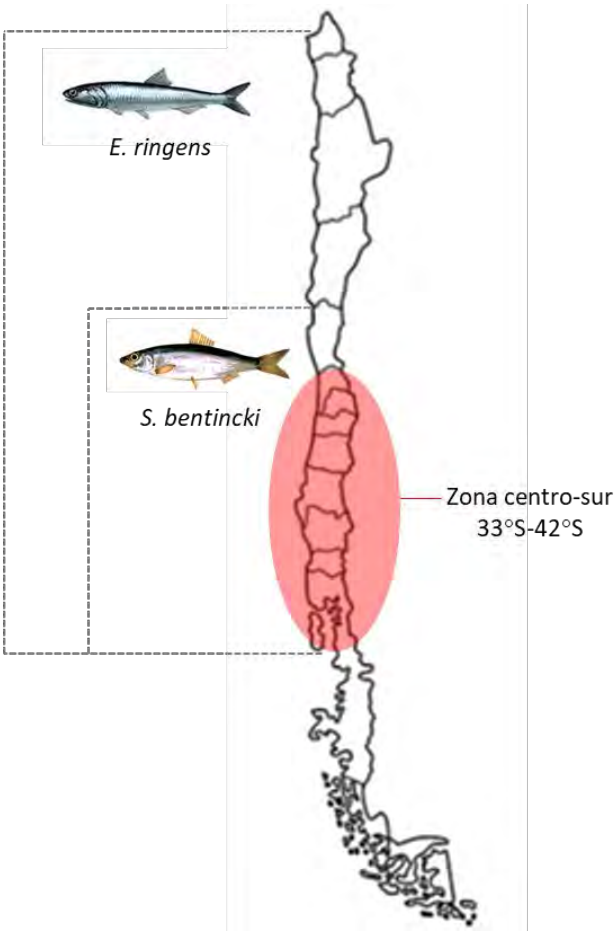


Figura 1. Distribución y zona de estudio en Chile de los recursos anchoveta y sardina común (Fuente: Elaboración propia).

4.2. Aspectos biológicos y dinámica poblacional

E. ringens y *S. bentincki* se caracterizan por un ciclo de vida corto (~ 5 años), rápido crecimiento corporal, una alta tasa de mortalidad natural, formación de cardúmenes altamente densos, y por estar muy influenciadas por factores bióticos y abióticos en todo su ciclo de vida (Aguayo & Soto, 1978; Serra, 1983; Cubillos & Arancibia, 1993; Arancibia et al., 1994; Cubillos et al., 2001).

Presentan un desove anual continúo asociado a zonas costeras someras. En la zona centro sur el área de desove se ubica principalmente en la localidad de Lebú-Corral, correspondiente a una zona de pre-reclutamiento/desove con un alto nivel de retención de huevos, producto de las condiciones favorables de convergencias costeras (Cubillos et al., 2001; Parada et al., 2013; Soto-Mendoza et al., 2012; Cerna et al., 2015). El periodo de máxima actividad reproductiva de la sardina común se centra entre agosto y octubre, mientras que para la anchoveta se presenta entre agosto y diciembre. La talla de primera madurez sexual se alcanzaría a los 11,5 cm y 12 cm en sardina común y anchoveta, respectivamente (Aranis et al., 2006).

Las principales áreas de reclutamiento de anchoveta y sardina común se concentran al norte de la Isla Mocha. El periodo de reclutamiento se presenta entre octubre y marzo, con un máximo a la mitad del verano (entre diciembre de un año y febrero del año siguiente) representado por ejemplares entorno a una talla promedio de entre 5 y 9 cm LT (Cubillos et al., 1999; Castillo et al., 2013; Aranis et al., 2013).

4.3. Pesquería

La pesquería inicia en los años 50 con la explotación de la sardina común mediante pequeñas embarcaciones artesanales. En la década de los 70 se desarrolla la pesquería de cerco a partir de la explotación de sardina común y anchoveta en la Región del Biobío, producto de la racionalización de la pesquería pelágica norte que conllevó el traslado de plantas de reducción y barcos cerqueros desde la zona norte (Región de Arica-Parinacota) hacia la zona sur (Región del Biobío). En sus inicios los desembarques alcanzaron niveles cercanos a las 220 mil t anuales, declinando significativamente en los años posteriores debido a la disminución de la abundancia de ambos recursos. Producto de aquello se incorporó a esta pesquería el recurso jurel, y a mediados de la década de los 80 se observó una importante recuperación de los stocks de anchoveta y sardina común, destacándose también un aumento considerable en las capturas del recurso jurel (Walker et al.,2022). Durante los años 90, la flota cerquera centro-sur alcanzó en promedio las 400 mil t anuales con un peak en el año 1999 con un millón de toneladas. En el periodo 1995-2000 se presentaron condiciones ambientales (fenómeno de El Niño) que

provocaron alteraciones en la comunidad costera pelágica, especialmente sobre el jurel, observándose una alta e inusual presencia de ejemplares de tallas pequeñas en la pesquería centro sur, provocando una distorsión de los desembarques de anchoveta y sardina común producto de la evasión de multas y menor declaración del jurel. A partir de esta evidencia y la inconsistencia de los desembarques con la población de anchoveta y sardina común, se corrigieron los desembarques anuales oficiales considerando los niveles de sub-reporte de jurel durante los años 1998-2001 (Zuñiga et al., 2022).

En la zona centro sur los recursos anchoveta y sardina común constituyen una pesquería mixta de gran importancia, constituida por una flota industrial y artesanal de cerco, cuyos principales centros de desembarques son en Talcahuano y Corral (Cerna et al., 2015). La extracción se realiza principalmente por la flota cerquera artesanal (**Figura 2**), la cual está constituida por más de 450 naves en operación; menores de 18 m de eslora y 50 TRG (Walker et al., 2022). La actividad pesquera opera en profundidades que no sobrepasan los 50 m y en un margen costero que no supera las 30 millas náuticas desde la costa (Zuñiga & Canales, 2014).

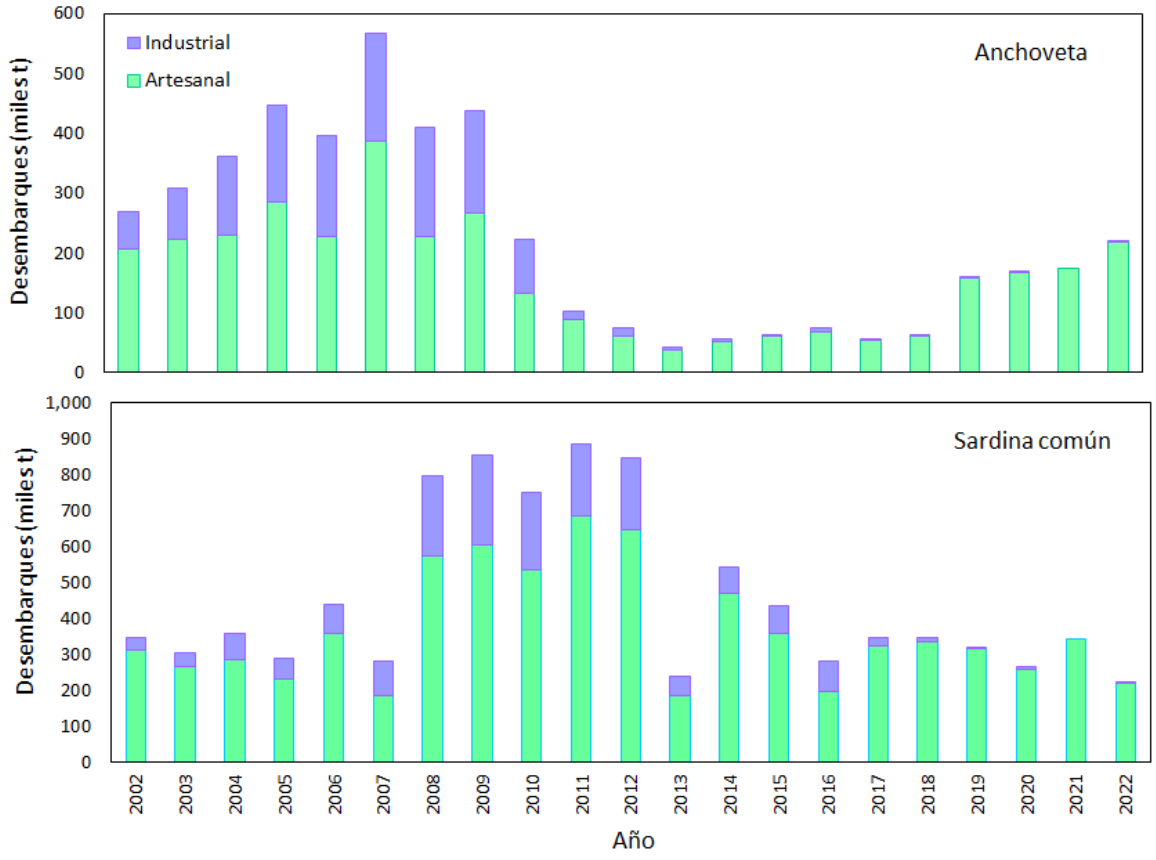


Figura 2. Desembarques (miles t) anuales (2002-2022) de los recursos anchoveta y sardina común de la zona centro sur (Fuente: Elaboración propia a partir de los datos del SNPA, 2022).

4.4. Estrategia de manejo

La pesquería de ambos recursos ha sido manejada de manera monoespecífica en base a las estimaciones generadas en la evaluación de stock. El objetivo de conservación para esta pesquería establece un nivel de biomasa desovante equivalente al 55% del stock desovante en estado virginal (BD0) (Zuñiga et al., 2022). La estrategia de manejo/explotación ha sido aplicar una tasa de explotación constante, equivalente a la mortalidad por pesca F que determina el 55%BD0, definidas como F60% de la biomasa desovante por recluta (BDPR), lo que según el Comité Científico Técnico Pesquerías de Pequeños Pelágicos (CCT-PP), permite salvaguardar un escape de biomasa suficiente de los efectos de la pesca sobre estos stocks.

El ciclo de manejo de esta pesquería es secuencial y compuesto de las siguientes etapas:

i. La recomendación de CBA anual se establece después de la veda reproductiva (primavera), lo cual permitirá al CCT-PP establecer el estatus y recomendar el rango de CBA para el año siguiente.

ii. En marzo de cada año, luego del crucero de evaluación hidroacústico de verano (RECLAS), se realiza la primera revisión de la CBA del año en curso.

iii. En marzo se inicia el período de extracción y en mayo se realiza el segundo crucero de evaluación acústica (PELACES), lo cual permite actualizar el estatus y revisar una vez más la CBA recomendada (**Figura 3**).

iv. En cada evento de actualización/revisión de CBA (puntos i y ii), se impone un criterio de estabilización que evita disminuciones de las recomendaciones. Este criterio se conoce como “hiper-regla”.

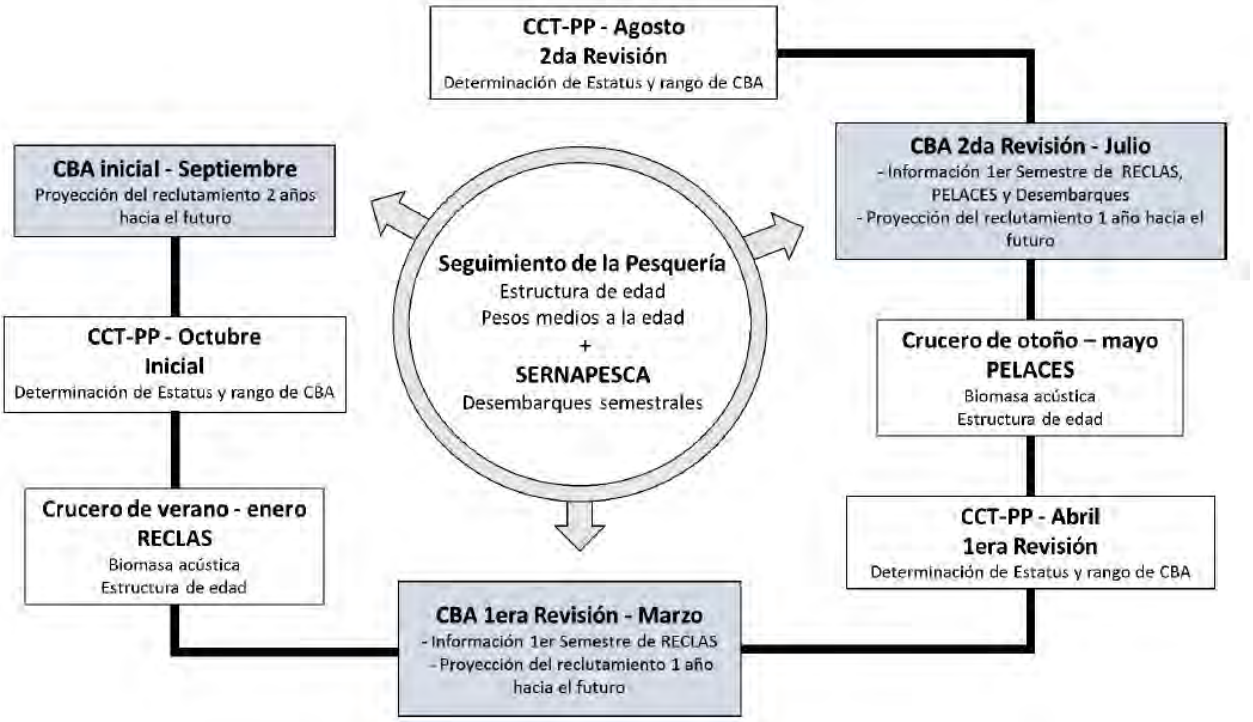


Figura 3. Ciclo y procedimiento de manejo de la pesquería de sardina común y anchoveta zona centro sur (Fuente: Extraído de Zúñiga et al., 2022).

5. Metodología

5.1. Objetivo específico 1: Identificar, representar y evaluar explícitamente las principales fuentes de incertidumbre, profundizando en aquellas asociadas a la condición de pesquería mixta, imputación conjunta, al régimen operacional intra-anual, y la hiper-regla descrita para la pesquería de la sardina común y anchoveta centro sur.

Este objetivo estuvo enfocado en la identificación y priorización de las principales fuentes de incertidumbre presentes en los distintos ámbitos del sistema biológico-pesquero: (i) de la evaluación de stock, (ii) de la dinámica poblacional, (iii) de la pesquería y (iv) del manejo pesquero de ambos recursos.

Para obtener una primera aproximación de las fuentes de incertidumbre, se consideraron los resultados obtenidos en el proyecto FIPA 2018-49 (Canales et al., 2020) y, complementariamente se realizó una revisión bibliográfica tanto de la literatura nacional como internacional. A partir de ello y del juicio experto del equipo de trabajo, se elaboró una encuesta mediante la plataforma *Google Forum* con un listado de 23 fuentes de incertidumbre, la cual estuvo dirigida a investigadores, académicos, administradores y pescadores. La selección final de las principales fuentes de incertidumbre se realizó mediante un taller de trabajo en la ciudad de Valparaíso a partir de los resultados obtenidos en la encuesta.

En particular, se profundizó en las fuentes de incertidumbre asociadas a la condición de pesquería mixta, imputación conjunta, al régimen operacional intra-anual, y la hiper-regla descrita para la pesquería de la sardina común y anchoveta de la zona centro sur.

5.1.1 Principales fuentes de incertidumbre del proyecto FIPA 2018-49 (Fase 1)

A partir de los resultados obtenidos en el proyecto FIPA 2018-49: “Diseño e implementación de Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) en las pesquerías de anchoveta y sardina común”, se recopilaron las principales fuentes de incertidumbre reportadas en dicho estudio, las cuales fueron obtenidas a través de diversas aproximaciones, como la revisión bibliográfica, informes de procesos de revisión independientes y, encuestas a usuarios y profesionales de la pesquería.

5.1.2 Revisión bibliográfica de la literatura nacional e internacional

La revisión bibliográfica de la literatura nacional fue orientada a la identificación y descripción de aquellas fuentes de incertidumbre referentes a la dinámica poblacional de la sardina común y anchoveta presentes en la evaluación del estatus y productividad del recurso (estructura de modelo, parámetros, datos, entre otros), que pueden determinar los efectos de las medidas de manejo. Esta revisión de fuentes incluye referencias internacionales de similares características y cubre desde la toma del dato hasta la efectividad del cumplimiento de medidas de manejo.

- Dinámica espacio - temporal de la población y la pesquería

La dinámica espacio - temporal de la población y la pesquería fue uno de los principales ítems en la revisión bibliográfica tanto nacional como internacional. En consideración que el modelo de evaluación empleado para el manejo pesquero presenta una escala temporal anual que no parece ser la más adecuada para recursos de corta vida. El rápido crecimiento, patrón y variabilidad del reclutamiento y alta mortalidad de estas especies son las principales razones. Además, existen patrones espaciales en la dinámica de estos recursos que sugieren que el supuesto de homogeneidad espacial no es el más adecuado.

5.1.3 Encuesta de opinión técnica

A partir de los resultados obtenidos de la revisión bibliográfica y el juicio experto del equipo de trabajo del proyecto, se diseñó una encuesta semiestructurada mediante la plataforma *Google Forum* orientada a conocer la percepción de los distintos participantes de la actividad pesquera sobre el nivel de importancia (alta, media o baja) de 23 fuentes de incertidumbres (**Tabla 1**), además se incluyó una pregunta abierta respecto a otras fuentes que podrían ser relevantes. La encuesta fue enviada mediante correo electrónico a un total de 129 personas vinculadas con la pesquería (científicos, académicos, pescadores, Comité Científico Técnico Pesquerías de Pequeños Pelágicos (CCT-PP), Comité de Manejo (CM), investigadores del Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), y profesionales de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SSPA) y el Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SNPA), quedando disponible para responder desde el 17 de julio al 18 de agosto de 2023 (**Anexo 2**). Se destaca que la encuesta fue de carácter anónima y solo se solicitó el área donde se desempeña el encuestado: (i) usuario de la pesquería, (ii) científico y/o académico, (iii) administrador, (iv) miembro del CTT-PP, (v) miembro del CM, (vi) otra.

La información correspondiente a las respuestas de la encuesta fue almacenada automáticamente en una planilla electrónica *Excel*, posteriormente se procedió a determinar la presencia de errores en el ingreso, junto con la consistencia de la información solicitada. Para fines de análisis, se jerarquizaron las fuentes de incertidumbre de "mayor importancia" considerando preliminarmente el criterio del 50% de elecciones por cada fuente de incertidumbre. Posteriormente, se seleccionó el criterio del 65% de votaciones por foco de incertidumbre, disminuyendo así el número de fuentes seleccionadas a partir del primer criterio (50%).

Tabla 1. Fuentes de incertidumbre consultadas mediante encuesta a distintos actores de las pesquerías de anchoveta y sardina común centro sur (Variable categórica ordinal: alta, media o baja).

N°	Fuente de incertidumbre	N°	Fuente de incertidumbre
1	[Cruceros acústicos]	13	[Interacción entre las especies]
2	[Composición de edades]	14	[Cuotas monoespecífica en pesquería mixta]
3	[Composición de tallas]	15	[Regionalización en la asignación de cuotas]
4	[Datos incompletos en modelo]	16	[Modelo de evaluación de stock]
5	[Cuota de captura / CBA]	17	[Ponderación de los datos]
6	[Puntos Biológicos de Referencia]	18	[Reclutamientos]
7	[Remanentes]	19	[Disponibilidad del recurso en la zona]
8	[Procedimiento de cálculo de la CBA]	20	[Descarte, subreporte, pesca ilegal, otros]
9	[Retraso en los decretos de cuotas]	21	[Parámetros biológicos de las especies]
10	[Período y extensión de vedas]	22	[Condiciones ambientales]
11	[Imputación conjunta de pesca]	23	[Relevancia trófica]
12	[Hiper regla]		

5.1.4 Primer taller de trabajo: Fuentes de incertidumbre

Con el propósito de llegar a un consenso entre los distintos actores de las pesquerías sobre las principales fuentes de incertidumbre del sistema biológico-pesquero, se realizó un primer taller de trabajo en la ciudad de Valparaíso programado para el martes 29 de agosto de 2023. La invitación a dicha actividad fue extendida a un total de 44 personas mediante correo electrónico junto con el programa de las actividades a realizar (**Anexo 2**). La planificación del taller consistió principalmente en tres bloques:

i. Introducción: Explicación de los alcances del proyecto y de la conceptualización teórica de las fuentes de incertidumbre y su importancia en el desarrollo de este estudio. Esto con el objetivo de establecer una homogeneización respecto a los conceptos técnicos a discutir, dado que los participantes al estar vinculados en distintos sectores de la pesquería presentan una heterogeneidad de aspectos cognitivos, saberes y experiencias (e.g. conocimiento ecológico tradicional en el caso de los pescadores artesanales o administradores de la pesquería, en el caso de la SSPA). Una vez que todos los asistentes comprendieron de manera similar lo que implica una fuente de incertidumbre se procedió a presentar y discutir los resultados obtenidos.

ii. Presentación de resultados provenientes de la encuesta de percepción de las fuentes de incertidumbre: Explicación de los objetivos, desarrollo, ámbitos y generalidades de la encuesta de opinión técnica. Además, se informó sobre el porcentaje de participación, métodos de análisis y las fuentes de incertidumbre priorizadas por los encuestados.

iii. Dinámica de grupo: Posterior a la presentación de resultados obtenidos a partir de la encuesta, se efectuó una dinámica de trabajo de tipo grupo focal con el objetivo de priorizar y consensuar las fuentes de incertidumbre seleccionadas en la cuesta de opinión técnica. En este sentido, se establecieron dos grupos de trabajo donde se solicitó jerarquizar las distintas fuentes de incertidumbre. Posteriormente, un representante de cada grupo presentó y explicó el listado de fuentes de incertidumbre priorizadas por los integrantes, lo que permitió una discusión y la construcción de un consenso entre todos los participantes del taller.

5.2. Objetivo específico 2: Desarrollar modelo(s) operativo(s) alternativo(s) que incorpore(n) las principales fuentes de incertidumbre asociadas a la evaluación de stock de sardina común y anchoveta, considerando también escala intra-anual.

Este objetivo fue abordado mediante modelación en técnicas de programación y simulación estocástica de escenarios de la naturaleza. Sin perjuicio que el sistema de manejo actual es en base a un modelo anual (observación, estimación, así como la medida de manejo), el modelo operativo (MO) se implementó en una escala trimestral con el fin de responder de mejor forma al ciclo biológico y de manejo de estos recursos. Se consideró la estructura del modelo propuesto por Canales et al. (2018), empleado de manera exploratoria por Canales et al. (2020) en el desarrollo de evaluación de estrategias de explotación para la pesquería en estudio. El modelo simuló la información relevante de los cruceros y la pesquería, así como las estimaciones de la evaluación de stock para fines de decisión conforme a diferentes RCC analizadas.

En todos los casos analizados, tanto las medidas de manejo expresadas por medio de una RCC, como el estimador de biomasa representado por el modelo de evaluación de stock, fueron retroalimentados en ciclos de simulación-emulación con el objeto de evaluar el desempeño de distintos procedimientos de manejo. Los modelos operativos consideraron diversas fuentes de incertidumbre y variabilidad tomadas tanto desde el proceso de acondicionamiento inicial, antecedentes del manejo de la pesquería, como de otras medidas de error destacadas en el primer objetivo específico. Los modelos operativos fueron implementados en RStudio y R3.6.0+ (https://posit.co/download/rstudio-desktop/) mientras el acondicionamiento inicial del modelo en plataforma ADMB Project (https://www.admb-project.org/). Un esquema general de la implementación se ilustra en la **Figura 4**. Cabe destacar que, en todos los casos, el MO fue implementado en un contexto de pesquería mixta, donde la cuota anual de captura considera la suma de las capturas fijadas de manera monoespecífica. Las capturas efectivas, en cambio, están determinadas por la relación de la biomasa vulnerable de cada especie (**Figura 5**).

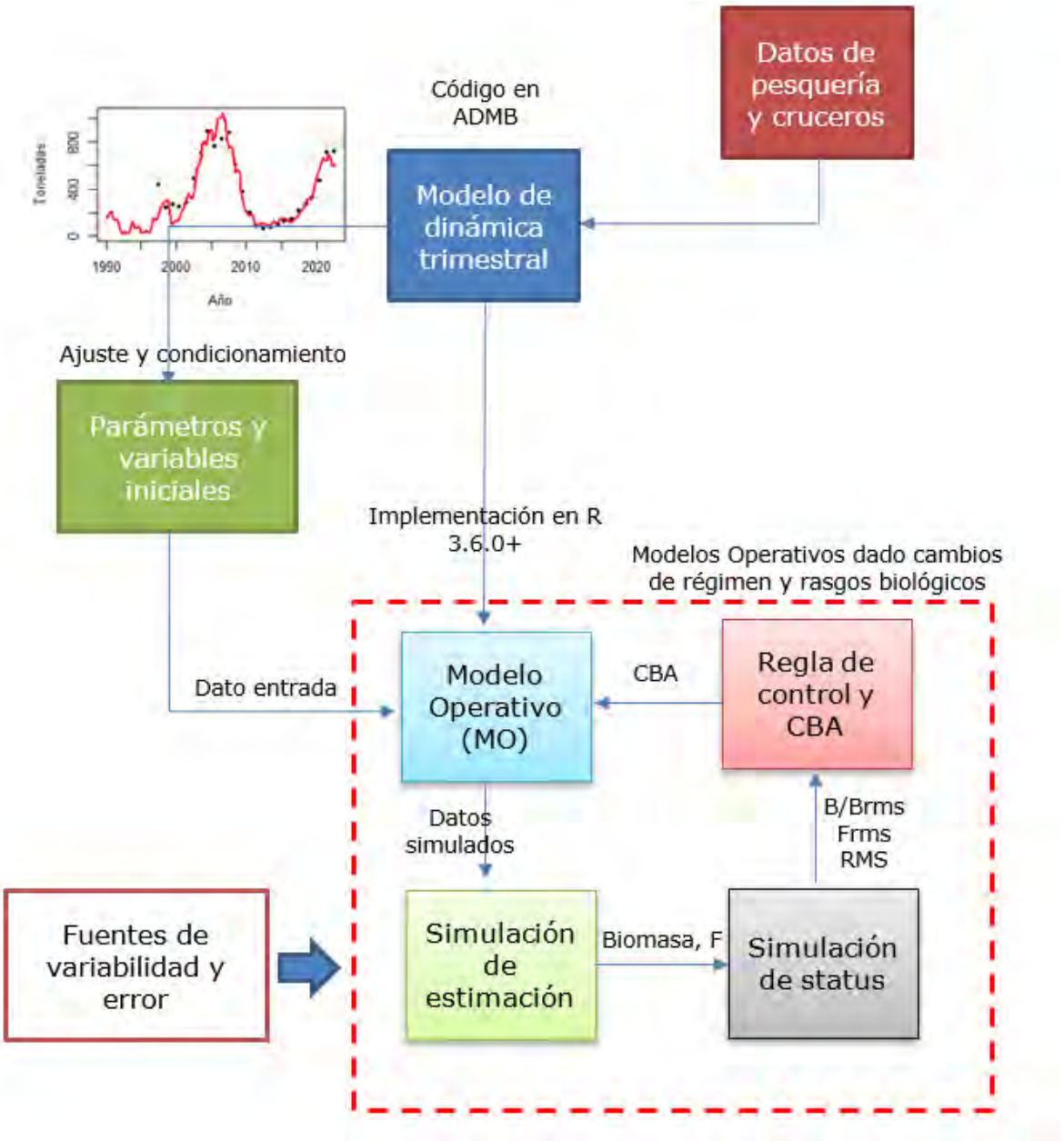


Figura 4. Esquema general de la implementación del Modelo Operativo y procedimiento de evaluación de las estrategias de explotación en pelágicos pequeños de la zona centro sur (Fuente: Elaboración propia).

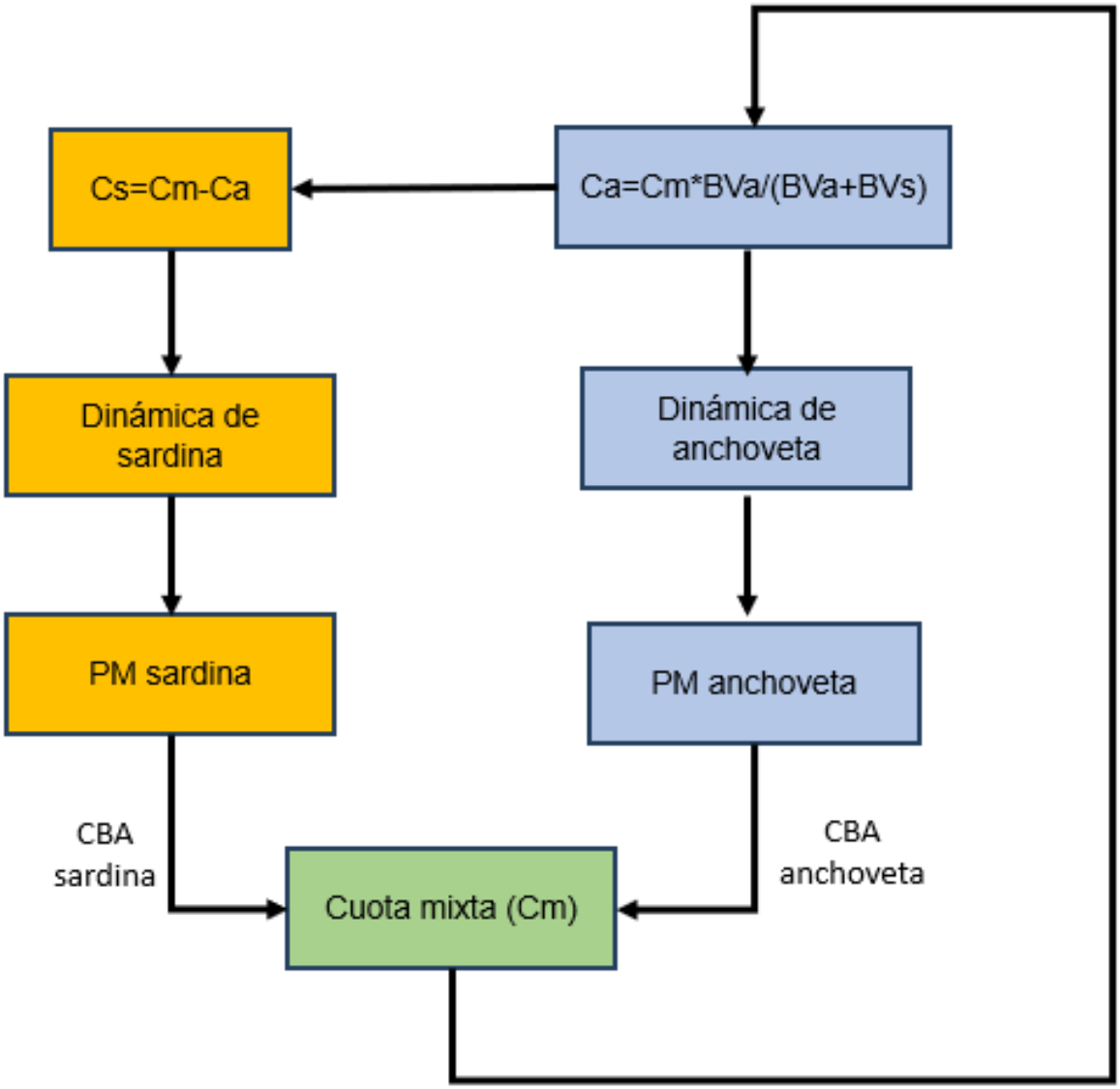


Figura 5. Esquema general para la determinación de una cuota mixta en pelágicos pequeños zona centro sur. “s” y “a” denotan la sardina común y la anchoveta, respectivamente. BV es la biomasa vulnerable (Fuente: Elaboración propia).

5.2.1. Modelos Operativos y fuentes de incertidumbre

Los MO distinguen escenarios extremos de la naturaleza determinados por dos principales ejes de incertidumbre estructural: cambios de régimen en los reclutamientos y efectos ambientales que alteran las tasas de crecimiento/madurez (afectaciones biológicas). Se consideraron variaciones endógenas propias de los atributos biológicos de pequeños pelágicos (e.g., Van Beveren et al., 2014; Brosset et al., 2015). La justificación detrás de esto fue que, frente a situaciones de stress; como mecanismo de compensación, este tipo de recursos disminuye la talla de madurez, aumenta la tasa de desove y disminuye la tasa de crecimiento individual. Los modelos operativos supusieron situaciones factibles pero extremas posibles caracterizadas por sus grandes cambios en la productividad poblacional y por la resiliencia adaptativa al stress ambiental. Para esto se probaron cuatro MO en base a la combinatoria de las dos fuentes de incertidumbre estructural (**Tabla 2**):

- Cambios en el régimen de los futuros reclutamientos: Para esto se consideran cambios en la escala del reclutamiento original (R0) ponderado por factores 1.0 (promedio histórico) y 0.5 (disminución en la mitad). Los cambios fueron mantenidos en el tiempo.

- Cambios en los rasgos biológicos (crecimiento y madurez): Como fenómeno adaptativo al stress ambiental. La disminución de la longitud asintótica genera similar variación porcentual en la talla de primera madurez, pero sin mayor efecto en la longevidad y en el coeficiente de crecimiento (k). Los cambios fueron mantenidos en el tiempo y se suponen al 80% del valor original.

Tabla 2. Configuración de Modelos Operativos (MO) con base en cambios en los rasgos biológicos, como en la escala de los reclutamientos de anchoveta y sardina común de la pesquería zona centro sur.

		Productividad (Reclutamiento)	
		Sin cambios	**Con cambios**
Rasgos biol	**Sin cambios**	MO1	MO2
	Con cambios	MO3	MO4

5.2.2. Fuentes de error y variabilidad

Además de las fuentes de incertidumbre que definen los MO, el sistema fue modelado considerando diversas fuentes de variabilidad a saber:

- **Error de implementación e imputación conjunta**

Se consideró como referencia el decreto de imputación conjunta D. Ex. Electrónico N°36/2022, el cual viabiliza el desarrollo de la pesquería al permitir que un armador individual exceda (hasta en un 40%) la captura de la especie secundaria (de cuota agotada), mientras disponga de cuota de la especie principal. Para fines de su implementación en los MO se consideraron los siguientes criterios a saber:

a. La imputación conjunta no puede ser modelada de manera explícita pues sucede a nivel de armador y no a nivel de flota.
b. La imputación conjunta se traduce en un nivel de sobrecaptura que puede tener mayor efecto en la especie más disminuida.
c. Se supone de hecho, que el armador no detendrá su operación mientras tenga cuota disponible, pudiendo entonces incurrir en faltas de subreporte o declaración "aparente" de otras especies como mote, titre, bacaladillo.
d. La imputación conjunta no limita los niveles de desembarques, sino que los transparenta y explicita (evita o reduce la subdeclaración). Esto significa que la sobrecaptura es inevitable dada la interacción tecnológica en las operaciones de pesca.
e. Este criterio se considera en todos los PM, y permite el desarrollo de una pesquería mixta de manera explícita y permite disminuir el error de implementación en un enfoque monoespecífico.
f. El valor de tolerancia individual por armador (40%) está implícitamente incluido en el error de implementación basado en la historia CBA vs desembarques (**Figura 7**).
g. En el MO, este valor de tolerancia se ve reflejado en la distribución de probabilidades de la sobrecaptura según el error de observación - implementación.

El error de implementación de las cuotas de captura, entendido como desvíos aleatorios en la CBA oficial, consideró la relación empírica entre la CBA y los desembarque (R^2=0.95 y cv= 17%) (**Figura 6**). El error de implementación fue modelado como efecto multiplicativo lognormal con media cero, el cual y por efecto de la pesquería mixta/imputación conjunta y del riesgo inherente que tiene la especie menos dominante, se supuso que el error tiene sesgo positivo cuando la CBA cae a niveles muy bajos (e.g., caso extremo CBA menores a 100 mil toneladas anuales), para lo cual el error aleatorio se modeló en términos de su valor absoluto (**Figura 7**).

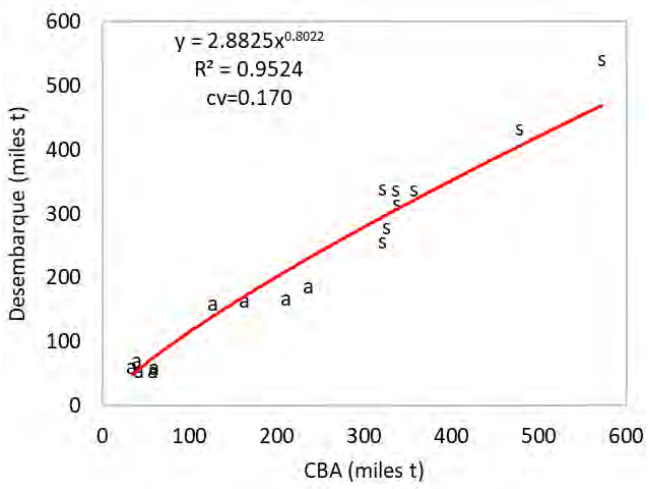


Figura 6. Relación entre la recomendación CBA final y los desembarques efectivamente realizados (Fuente: Datos recopilados de Zúñiga et al., 2022).

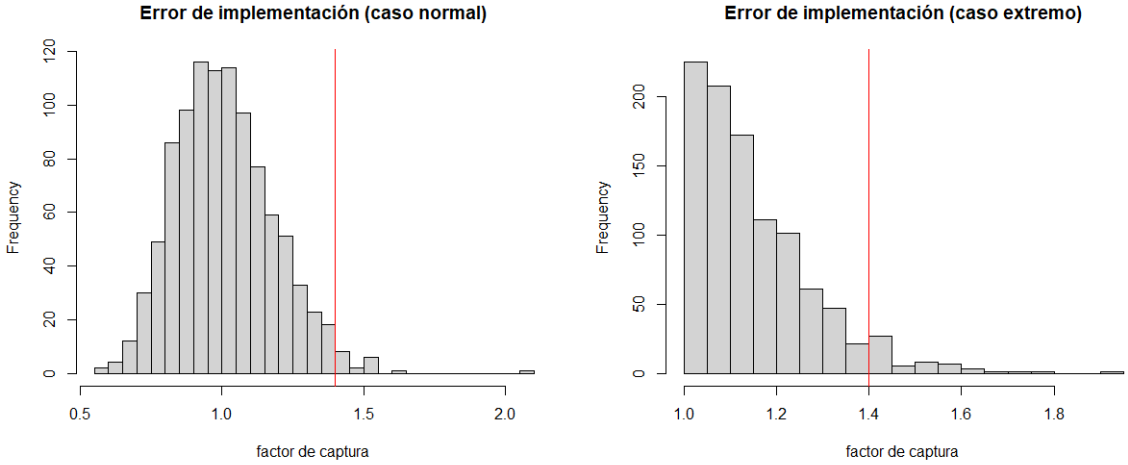


Figura 7. Distribución de probabilidad del error de implementación como factor multiplicativo de las capturas en la pesquería mixta sardina común-anchoveta de la zona centro-sur para dos casos. La línea roja destaca el nivel máximo de imputación conjunta de referencia del 40% por armador.

- **Variabilidad de parámetros biológico-pesqueros**

El modelo consideró en el proceso de sobrevivencia distintos niveles de variabilidad determinadas principalmente por cambios temporales en el patrón de explotación, la mortalidad por pesca y los reclutamientos trimestrales. El reclutamiento trimestral consideró efectos fijos estacionales invariantes y desvíos aleatorios anuales, tomados como muestras aleatorias del vector de residuales obtenidos en el proceso de acondicionamiento. Se consideró la matriz de varianza-covarianza de los parámetros de selectividad para generar réplicas aleatorias desde una distribución normal multivariada.

5.3. Objetivo específico 3: Testear estrategias de manejo alternativas, utilizando Procedimientos de Manejo (PM) empíricos y PM modelo-basado alternativos para las pesquerías.

Las estrategias/procedimientos de manejo estuvieron compuestas por: (i) la generación de datos, (ii) la evaluación y diagnóstico poblacional, (iii) la aplicación de un procedimiento de manejo basado en reglas de control de captura, y (iv) la implementación de la Captura Biológicamente Aceptable.

5.3.1 Generación de datos

Para la generación de datos se consideró que las estimaciones de biomasa de cruceros RECLAS y PELACES corresponden a variaciones aleatorias respecto de la biomasa "verdadera" disponible al momento del crucero. Para estos efectos, se supuso un coeficiente de variación del 30% en las estimaciones de biomasa de cruceros y se consideró la matriz de varianza-covarianza de los parámetros estimados en el proceso de acondicionamiento, a partir de la cual se generaron réplicas aleatorias tanto de los coeficientes de capturabilidad como de las curvas de selectividad.

5.3.2 Evaluación y diagnóstico poblacional

Cabe mencionar que existen 2 enfoques que pueden ser aplicados para la evaluación de estrategias/procedimientos de manejo/explotación: 1) un enfoque de evaluación completa ("Full MSE") y 2) un enfoque de evaluación abreviado ("shortcut MSE"). Mientras en el primero de estos se simula el sistema de interés por completo incluyendo la generación de datos a través de un modelo de error de observación y la evaluación de stock, el enfoque abreviado omite ambos pasos y los reemplaza con un "emulador de estimación". Este emulador agrega patrones de error ("ruido") a los valores de biomasa que salen de los modelos operativos y produce una estimación simplificada del estado del stock. Ejemplos de aplicación de esta técnica son variados y cada vez son más empleados (e.g., Bartolino et al., 2020; Azevedo et al., 2017; https://samtool.openmse.com/reference/Shortcut.html). Una de las principales ventajas de este último procedimiento es la rapidez de cómputo y la posibilidad de evaluar distintos procedimientos de manejo y modelos operativos. La desventaja es que no permite evaluar cambios en la estrategia de explotación a nivel del proceso de recolección de datos ni su efecto en el modelo de estimación. En el caso de análisis, ningún PM consideró modificaciones a nivel de datos empleadas en la evaluación o cambios en el modelo de estimación.

En este sentido, la evaluación de stock fue reemplazada por el método abreviado, previa validación, con la justificación de aumentar el número de escenarios y modelos operativos posibles dentro de tiempos computacionales razonables. En esta aproximación se supuso que la estimación de biomasa desovante corresponde a una medida de error de la biomasa verdadera registrada en el 3er trimestre del año. Se supuso un error multiplicativo lognormal cuyos parámetros fueron calculados luego de un procedimiento de validación y estimación del nivel de sesgo del modelo de evaluación de stock actualmente empleado por IFOP (modelo MAE). El diagnóstico poblacional consistió en medir los ratios de sobrepesca F/Frms y de sobreexplotación B/Brms, los que sirvieron de insumos para activar las reglas de control de capturas.

5.3.3. Reglas de Control de Capturas (RCC) y Procedimientos de Manejo (PM)

- **Reglas de Control de Capturas (RCC)**

Las RCC fueron establecidas con base en la ronda de discusiones llevadas a cabo con los integrantes del Comité de Manejo (CM), Comité Científico Técnico (CCT-PP) y representantes de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SSPA) (**Figura 8**, **Tabla 3**).

Para todos los efectos, en la implementación de las RCC y para la evaluación de los PM, se consideraron como valores conocidos los Puntos Biológicos de Referencia informados por Zúñiga et al. (2022) (**Tabla 4**). Lo anterior supone que, en el futuro, el modelo de estimación/evaluación no variará como también los PBR de los recursos sardina común y anchoveta en la pesquería.

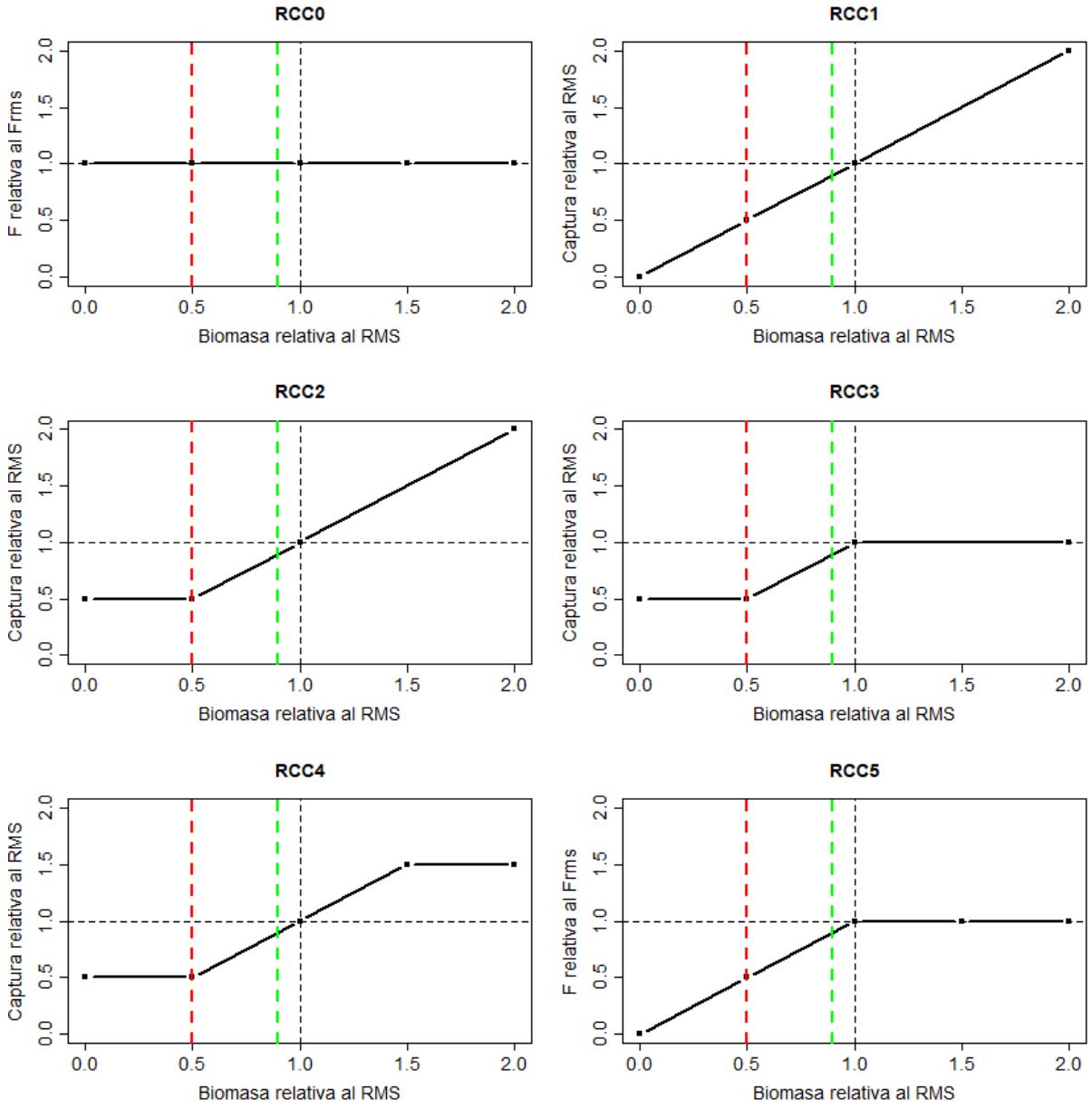


Figura 8. Reglas de Control de Capturas (RCC) para la pesquería de sardina común y anchoveta. La línea verde separa la zona de plena explotación y la línea roja la zona de colapso/agotamiento.

Tabla 3. Configuración de las Reglas de Control de Capturas (RCC) para las pesquerías de anchoveta y sardina común.

Regla	Configuración
RCC0	Captura resultante de aplicar la mortalidad por pesca de referencia sobre la estimación de biomasa independientemente del estado poblacional. Corresponde al procedimiento actualmente en vigencia.
RCC1	Captura lineal proporcional a la biomasa en referencia a RMS. En esta RCC se establece el criterio de remover, en promedio, una misma proporción de biomasa como captura. Esta regla podría ser similar a la empleada con mortalidad por pesca constante RCC0.
RCC2	Captura proporcional a la biomasa por segmentos y límite mínimo. En esta RCC se establece el criterio de remover biomasa como captura, pero a distintas tasas de explotación o mortalidad; en la zona de plena explotación la captura varía proporcionalmente a la biomasa, mientras que en la zona de colapso (B/Brms<0.5) se establece una captura mínima equivalente al 50% del RMS.
RCC3	Captura tipo rampa con límites mínimo y máximo. Similar a RCC2 pero en la zona de plena explotación (B/Brms>1.0) se considera una captura constante equivalente al RMS.
RCC4	Similar a RCC3 pero en la zona de plena explotación y cuando (B/Brms>1.5), se considera una captura constante equivalente al 1.5 veces el valor de RMS.
RCC5	Regla de captura tipo rampa en F. La captura resulta de aplicar una proporción de la mortalidad por pesca de referencia sobre la estimación de biomasa. Esta proporción es 1 si la biomasa supera Brms y toma el valor B/Brms en caso contrario.

Tabla 4. Puntos Biológicos de Referencia (PBR) de sardina común y anchoveta (Fuente: Zúñiga et al., 2022).

	Sardina	Anchoveta
Frms	0.30	0.45
Brms (miles t)	860	485
RMS (miles t)	350	215

- **Procedimientos de Manejo (PM)**

Se establecieron 14 Procedimientos de Manejo (PM) basados en las 6 Reglas de Control de Capturas (RCC) antes descritas, y de variadas configuraciones para su implementación (**Tabla 5**). Conforme los PM definidos y en base a sus configuraciones se destaca, por ejemplo, que PM2 busca evaluar el efecto del descuento por remanentes, mientras PM3 evalúa el efecto que tienen los criterios de riesgo de la CBA sujeto a un factor de estabilización del 15% en las CBA inicialmente recomendadas entre dos años consecutivos. Las configuraciones de PM4-PM5 evalúan el efecto de un factor de estabilización de CBA iniciales, mientras PM6 es un escenario en el cual la CBA inicial es una proporción del 85% de la CBA vigente. Entre los PM7 a PM12 se combinan criterios de incluir factores de estabilización de la CBA, mientras que PM13 corresponde a la regla tipo rampa en la mortalidad por pesca, pero sin efecto de estabilización. Esta última RCC fue propuesta por el CCT de pelágicos pequeños. Adicionalmente, PM14 evalúa el desempeño del procedimiento actual (RCC0.0) pero sin la aplicación de la veda de reclutamiento. Esto se formuló bajo el supuesto que las capturas se concentraban entre octubre y marzo del año siguiente (10% en el 4to trimestre y un 90% durante el 1er trimestre). Los ítems particulares que definieron la configuración de los PM (**Tabla 5**) fueron:

a. **Factores de riesgo en la CBA**: Las medidas de riesgo se traducen en factores o ponderadores de riesgo que dependen de la información disponible y del momento en el cual se realiza la evaluación de stock. A menudo, estos factores aplicados a la captura recomendada CBA han sido aproximadamente 0.85 al término del crucero RECLAS, y 0.9 al término del crucero PELACES y en la cuota precautoria inicial (Zuñiga comp pers). Un procedimiento alternativo es no considerar estos factores de riesgo (PM3 al PM13).

b. **Factor de estabilización**: Busca evitar cambios bruscos en la cuota precautoria inicial respecto de la CBA recomendada a fines del año anterior. Se considera un factor de estabilización del 15% o variación máxima permitida.

c. **Descuentos por remanente:** La Ley No. 21.414 (2022) del Ministerio de Economía, Fomento y Turismo, permite la extracción de remanentes de las capturas anuales no consumidas el año anterior. Esto se aplica siempre que la cuota global de captura tenga un mínimo de 10% de disponibilidad no capturada, y que la pesquería no haya sido declarada en condiciones de agotamiento o colapso. Además, indica que el traspaso de remanentes no podrá superar el 30% de la cuota global del año anterior.

   En la práctica, y de acuerdo con lo indicado por el CCT-PP durante el año 2022, los saldos de remanentes son descontados directamente de la CBA calculada o bien de los datos de captura del año anterior que ingresan en el modelo, y a la vez autorizados a ser capturados

durante el primer trimestre. Esta situación fue incorporada en el MO descontando de la CBA del primer trimestre de cada año el monto de remanente del año anterior, y autorizando su extracción con un máximo del 30% de la captura total de ese año.

En específico, el procedimiento actual indica que la CBA anual calculada es corregida al inicio del año (*a*) descontando el monto del remanente *r* de captura del año anterior. Este remanente es reestimado por el Comité Científico Técnico de Pelágicos Pequeños (CCT-PP) (Sagua *com pers*). Dado que esto último puede ser variable y distinto al remanente "controlado", entonces se considera sujeto a un bajo error de implementación con media cero y cv=5%.

$$CBA_a{}' = CBA_a - r_{a-1}e^{\varepsilon}$$

$$\varepsilon \sim N(0,0.05)$$

Durante el desarrollo del 1er trimestre se autoriza la extracción del remanente con un máximo del 30% de la cuota CBA, entonces el desembarque del trimestre *t* esperado será:

$$Q_{a,t} = p_t CBA_a{}' + r_{a-1}$$

donde *p* es la proporción del desembarque realizado durante el trimestre t (t=1).

El procedimiento alternativo fue considerar solo la autorización de la extracción del remanente, pero sin descuento del mismo en la CBA. De este modo y considerando la CBA original, el desembarque del 1er trimestre esperado será:

$$Q_{a,t} = p_t CBA_a + r_{a-1}$$

d. Hiper-regla: Considera que las dos actualizaciones de cuotas de capturas realizadas durante el año (abril y mayo) solo pueden mantenerse o aumentar. Esto significa que, aunque la nueva evidencia señale una disminución poblacional y, por ende, efecto en la cuota, esta mantiene su valor anterior. Este criterio se considera de manera transversal para todo evento de actualización de cuota al interior del año.

En todos los PM analizados, se consideró la hiper-regla como criterio común. Esto se justifica porque si fuera eliminada podría generar no solo mayor aumento en la variabilidad interanual de la pesquería, sino afectaciones en la gobernanza del desarrollo normal de la temporada pesquera. Para fines de evaluación comparativa, se considera la evaluación de este criterio en base a PM1.

e. Cuota precautoria inicial:

Opción i) En el procedimiento actual, la cuota precautoria inicial surge de la proyección poblacional a dos años en el futuro y ponderación 70%-30%: año biológico actual-año biológico futuro para determinar la cuota base anual.

Opción ii) Se propone que la CBA inicial sea una proporción de la cuota $\mathrm{E}(\mathrm{CBA_t})$ estimada con toda la información disponible para el año biológico en curso (i.e sin proyección ni ponderación).

$$CBA_{t+1} = \rho E(CBA_t)$$

Opción iii) Esta opción fue propuesta por los integrantes del Comité de Manejo y se basa en que la siguiente CBA precautoria inicial sea una proporción de la cuota actualmente vigente.

$$CBA_{t+1} = \rho CBA_t$$

En ambos casos, y con el fin de permitir variaciones de CBA entre años, el rango de esta proporción ρ debería estar entre el 70% y 90%.

f. CBA actualizada post crucero:

Opción i) En el **procedimiento actual** y luego de cada crucero, se realiza la evaluación de stock y actualización de cuota. Esto tiene tres complejidades insoslayables; la falta de completitud de datos de la pesquería para la evaluación de stock, supuestos cuestionables sobre los niveles de desembarques a futuro, y la demora del procedimiento de actualización de cuota que genera retrasos en la asignación de cuota a partir del segundo trimestre.

Opción ii) Como **procedimiento alternativo (empírico)** se consideró calcular la CBA directamente en base a la relación histórica (empírica) entre la biomasa de los cruceros (RECLAS y PELACES) y las CBA respectivamente estimadas en la historia más reciente (**Figura 9**). De estas relaciones se destaca que el error de estimación es del cv=34% en el caso de las CBA basadas en RECLAS y cv=37% en el caso de los PELACES. Para efectos de su implementación, se consideró un error multiplicativo lognormal con media cero y desviación equivalente a los cv antes mencionados.

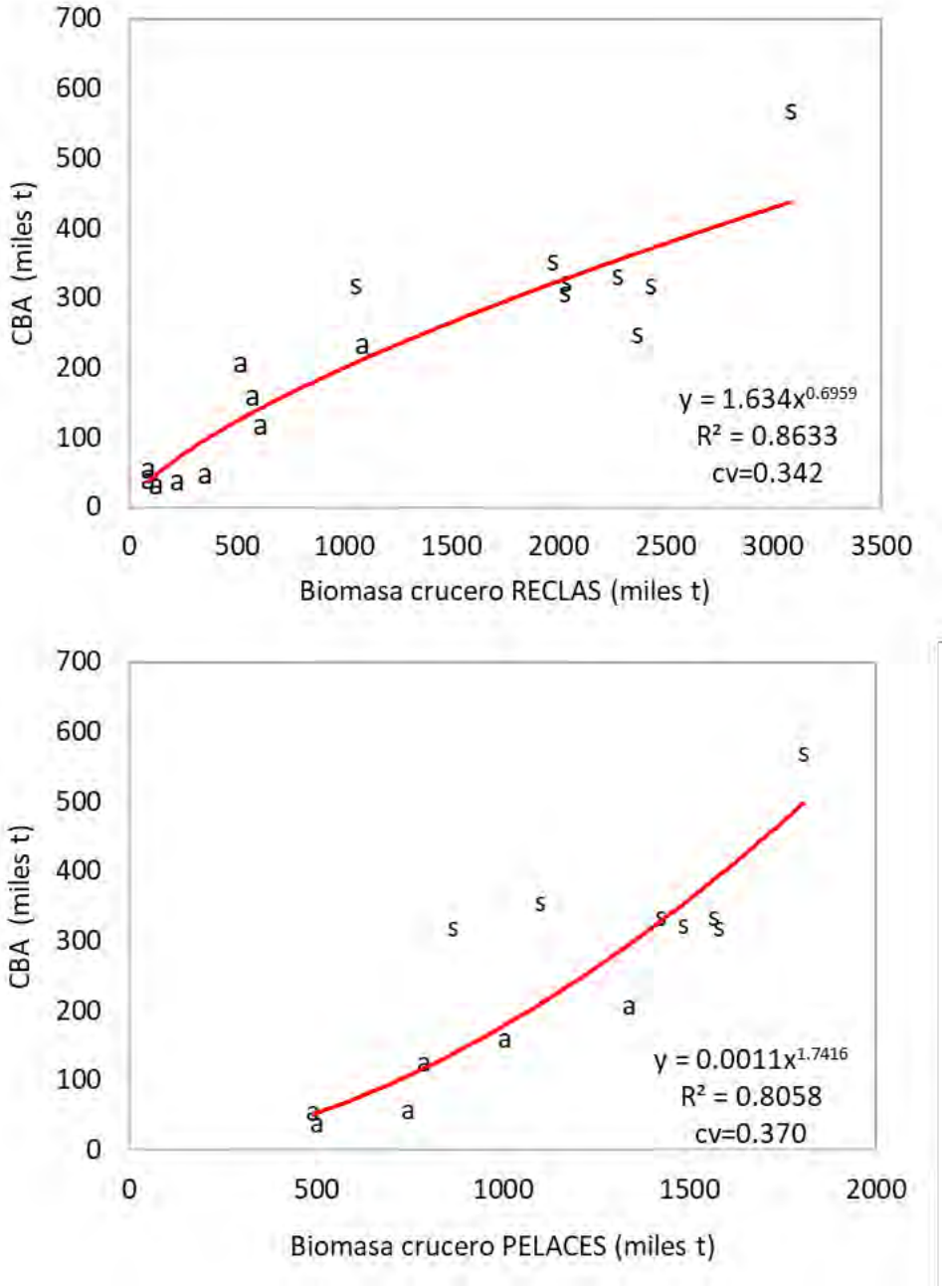


Figura 9. Relaciones empíricas entre la biomasa de cruceros acústicos (RECLAS y PELACES) 2014-2022 y las recomendaciones de CBA de sardina (s) o anchoveta (a). Se proporcionan los coeficientes de variación como parte de los errores de observación (Fuente: Datos tomados de Zúñiga et al., 2022).

Tabla 5. Configuración de 14 Procedimientos de Manejo (PM) basados en 6 Reglas de Control de Capturas (RCC) para evaluar en las pesquerías de anchoveta y sardina común de la zona centro sur.

Proced. Manejo PM	Regla Control RCC	a. Factor de riesgo	b.Factor estabil.	c.Descuento remanente	e. Cuota Inicial	f. CBA post crucero
PM1 (actual)	RCC0.0	0.9;0.85;0.9	0.00	si	CBA Proyectada	Ev stock
PM2	RCC0.0	0.9;0.85;0.9	0.00	no	CBA Proyectada	Ev stock
PM3	RCC0.0	1.00	0.15	no	CBA Proyectada	Ev stock
PM4	RCC1.0	1.00	0.00	no	Proporción CBA regla ρ=0.85	Empírico
PM5	RCC1.0	1.00	0.15	no	Proporción CBA regla ρ=1.0	Empírico
PM6	RCC1.0	1.00	0.00	no	Proporción Cuota actual ρ=0.85	Empírico
PM7	RCC2.0	1.00	0.00	no	Proporción CBA regla ρ=0.85	Empírico
PM8	RCC2.0	1.00	0.15	no	Proporción CBA regla ρ=1.0	Empírico
PM9	RCC3.0	1.00	0.00	no	Proporción CBA regla ρ=0.85	Empírico
PM10	RCC3.0	1.00	0.15	no	Proporción CBA regla ρ=1.0	Empírico
PM11	RCC4.0	1.00	0.00	no	Proporción CBA regla ρ=0.85	Empírico
PM12	RCC4.0	1.00	0.15	no	Proporción CBA regla ρ=1.0	Empírico
PM13	RCC5.0	1.00	0.00	no	Proporción CBA regla ρ=0.85	Empírico
PM14 (sin veda)	RCC0.0	0.9;0.85;0.9	0.00	si	CBA Proyectada	Ev stock

5.4. Objetivo específico 4: Evaluar la efectividad del manejo para alcanzar el o los objetivos de manejo establecidos por la LGPA y otros que se propongan para la administración de una pesquería mixta de sardina común y anchoveta.

Luego de realizadas las simulaciones de cada PM y cada MO para la pesquería de sardina común y anchoveta centro sur, se calcularon diversos indicadores de desempeño que reflejan los intereses de los distintos actores de la pesquería: los usuarios representados por el CM, la opinión científica representada por el CCT-PP y los administradores representados por sectorialistas de la SSPA. Las principales variables de desempeño fueron definidas en las reuniones antes mencionadas y se resumen en la **Tabla 6**.

Tabla 6. Indicadores empleados para evaluar el desempeño de los procedimientos de manejo (PM) en la pesquería mixta sardina común-anchoveta.

Dimensión	Objetivo	Métrica
Pesquería		
Capturas	Maximizar las capturas en cualquier PM	Capturas promedio últimos 5 años de proyección
Viajes de pesca	Minimizar el número de viajes	Esfuerzo promedio últimos 5 años de proyección
Rendimientos	Maximizar la CPUE por lancha estándar (16-18 m eslora)	CPUE promedio (t/viaje) últimos 5 años de proyección
Estabilidad	Maximizar la probabilidad que las capturas disminuyan menos del 15% entre años	Proporción de veces en que la captura cambia menos del 15% entre años
Capturas > 500 mil t	Maximizar la probabilidad de registrar capturas mayores a 500 mil t/año	Proporción de veces en que la captura mixta excede 500 mil t
Conservación		
Sin sobrepesca	Maximizar la probabilidad de evitar episodios de sobrepesca	Proporción de veces en que F<Frms
Plena-explotación	Maximizar la probabilidad de evitar episodios de sobreexplotación	Proporción de veces en que B>Brms
p(B>Blim)	Maximizar la probabilidad de mantener la biomasa lejos de la zona de colapso	Proporción de veces en que B>0.5Brms
B/Brms	Maximizar la biomasa poblacional	Biomasa promedio últimos 5 años de proyección
Estabilidad status	Minimizar la probabilidad que el status no disminuya entre años	Proporción de veces en que la B/Brms <1 entre años consecutivos
Económicos/Social		
Beneficios privados	Maximizar los beneficios privados	Beneficios privados promedio últimos 5 años de proyección
Beneficios sociales	Maximizar los beneficios sociales	Beneficios privados promedio últimos 5 años de proyección descontado los costos por emisión de $C0_2$

5.4.1 Indicadores económicos y sociales

- **Indicador de esfuerzo de pesca**

El número de viajes estandarizados para cualquier PM fueron calculados en base a la relación entre la mortalidad por pesca generada por el PM y la capturabilidad de la flota estandarizada de una lancha de acero de 16-18 m de eslora. Este coeficiente de capturabilidad fue calculado como la razón entre la mortalidad por pesca calculada para el 2022 y el esfuerzo de pesca total estandarizado (viajes). Este último fue calculado como la razón entre la captura total reportada 2022 (422 mil toneladas) y la CPUE estándar calculada en 49.5 t/viaje. Los detalles del cálculo de la CPUE estándar se detallan en la **Tabla 7.**

Tabla 7. Esfuerzo, rendimiento (CPUE), captura y tamaño flota estandarizado, año 2022 (Fuente: Elaborado con base a estadísticas del SNPA). El color gris se refiere a la categoría estándar. ρ es el poder de pesca de la categoría de embarcación.

Eslora/casco	Naves	HP_min	HP_max	HP_prom	Viajes	Captura (t)	CPUE (t/viaje)	ρ	Viajes std	Naves std
6-8 m										
MADERA	1	200	200	200	8	46	5.8	0.12	0.9	0
8-12 m										
MADERA	114	25	390	282	1946	42601	21.9	0.44	860.5	50
ACERO	24	230	440	362	833	28993	34.8	0.70	585.6	17
FVIDRIO	11	50	300	158	66	462	7.0	0.14	9.3	2
12-16 m										
MADERA	25	62	570	353	446	14560	32.6	0.66	294.1	16
ACERO	9	240	476	446	163	6730	41.3	0.83	135.9	8
16-18 m										
MADERA	67	143	625	436	1305	56026	42.9	0.87	1131.6	58
ACERO	95	220	600	468	2745	135901	49.5	1.00	2745.0	95
Total	**346**	**25**	**625**	**338**	**7512**	**285319**	**49.5**		**5763**	**246**

- **Indicador de beneficios económicos**

Para la determinación de los beneficios económicos de la flota estándar se recurrió a la información de costos e ingresos de la temporada 2023, entregada por informante clave sectorial, para una embarcación de casco de acero de 15 a 18 m de eslora operando bajo RAE en la Región de Biobío (ver **Anexo 4**). A partir de la información obtenida, siguiendo Cerda et al. (2014) se construyó una estructura de costos, que fue llevada a pesos chilenos del año 2022 en base a la evolución de la UF. Los datos económicos se llevan a valores 2022 que es el año de partida de las simulaciones de cualquier PM.

- **Beneficios privados de la flota**

Por beneficios privados se entiende a la diferencia entre los ingresos y los costos operacionales y de administración de la flota. Entre los costos operacionales relevantes se tiene los costos en tripulación y combustible.

Costo de la tripulación: Para la determinación del costo de tripulación se corrigió la información entregada por el informante clave en base a lo establecido para los "Contratos a la parte" o "Sociedad a la parte" establecidos en el numeral 62) del artículo 2° de la LGPA (Ley 20.657 de 2013 y sus modificaciones). Así, para el costo de tripulación se considera el 35% de los ingresos netos, considerados como la diferencia entre los ingresos brutos y los gastos por víveres, combustibles, lubricantes y otros gastos menores del viaje de pesca.

Costo de combustible: Considerando que el consumo del combustible es directamente proporcional a la duración del viaje de pesca, se espera que este costo aumente al incrementarse la duración del viaje. A su vez es posible considerar que, en promedio, a menores cantidades de recurso pesquero en el agua, se requiera más tiempo para la búsqueda, captura y desembarque de la pesca, aumentando así la duración del viaje promedio de pesca. Teniendo esto en consideración, a partir de la información del SNPA para los años 2018 a 2022, sobre declaraciones de desembarques por viaje de pesca de las naves de la categoría de 16-18 m de eslora de la flota artesanal de la Región del Biobío, se determinó la duración de los viajes de pesca en días, como la diferencia entre la fecha y hora de zarpe y la fecha y hora de recalada. Información que fue posteriormente relacionada con el esfuerzo total en viajes por año de la flota de la categoría estándar, para determinar una relación entre el nivel total de esfuerzo pesquero y la duración promedio del viaje de pesca.

Adicionalmente, a partir de la información operacional asociada a la información de ingresos y costos entregada por el informante clave, los valores por temporada de pesca fueron llevados a valores por viaje de pesca y siguiendo Cerda et al. (2014) fueron reclasificados en: Ingresos brutos, Tripulación, Combustible, Otros operacionales, Administración, LGPA, Organización y SII.

Los beneficios privados de la flota estándar son determinados por la diferencia entre los Ingresos brutos y la suma de los costos de Tripulación, Combustible, Otros operacionales, Administración, LGPA, Organización y SII.

- **Costos sociales de la flota**

Siguiendo González-Poblete & Molina (2021), adicionalmente a la determinación de los beneficios privados de la flota, se considera que la flota genera costos sociales por la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) en su operación de pesca, a través de la quema de combustibles fósiles. Así, por cada tonelada de diésel consumido por la flota se genera una cierta cantidad de CO_2 en la atmósfera que causa costos sociales. Así para determinar los beneficios que realmente reporta a la sociedad la operación de esta flota, se deben descontar los costos sociales generados por ésta en términos de CO_2.

Kaufmann et al. (2020) determinó que el costo de emitir una tonelada de CO_2 al ambiente es de aproximadamente 52 USD_{2020}/t_CO_2 o 44.891 $\$_{2022}/t\_CO_2$. Adicionalmente, de acuerdo con International Carbón Bank & Exchange (ICBE)[1], se sabe que 1 litro de diésel genera 0.00273 t de CO_2.

El detalle de las estimaciones relacionadas con los beneficios económicos y sociales se encuentran disponibles en el **Anexo 4**.

[1] https://www.icbe.com/carbondatabase/volumeconverter.asp

5.5. Objetivo específico 5: Asesorar al Comité de Manejo en la evaluación de las propuestas de estrategias de captura para las pesquerías, desarrolladas durante el año 2022.

Para este objetivo, se realizaron cinco actividades de trabajo teórico y práctico con el propósito de facilitar la toma de decisiones del Comité de Manejo (CM). Estas actividades estuvieron orientadas a la definición de procedimientos de manejo (PM) y de indicadores de desempeño (ID), los cuales resultaron útiles para evaluar el desempeño de los distintos PM.

Inicialmente, para este objetivo se planificó la realización de dos talleres, el primero (Taller 1) con la finalidad de obtener retroalimentación desde el CM en el diseño de una RCC junto a sus métricas de desempeño, y el segundo (Taller 3), para asesorar al CM en la selección de un PM con base a los resultados. Sin embargo, se agregaron tres talleres adicionales con el objeto de fortalecer la percepción de los usuarios (Taller 2 y 5) y de los científicos (Taller 4) frente a los resultados del análisis del desempeño de los PM. Al respecto, las actividades realizadas para llevar a cabo el presente objetivo se enumeran a continuación:

Taller 1: Reglas de Control de Captura e Indicadores de Desempeño dirigido al Comité de Manejo de pequeños pelágicos de la zona centro sur (11 de diciembre de 2023, Talcahuano).
Objetivo: Apoyar en el diseño de RCC y propuesta de ID.

Taller 2: Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) y aplicación de RCC en las pesquerías de anchoveta y sardina común dirigido al CM (7 de marzo de 2024, Talcahuano).
Objetivo: Capacitar respecto a la herramienta de EEM y dar ejemplos de la aplicación de RCC.

Taller 3: Asesoría al Comité de Manejo de pequeños pelágicos de la zona centro sur en la selección de PM (13 de junio 2024, Valparaíso).
Objetivo: Selección de PM basado en los resultados obtenidos de la evaluación y el desempeño de los PM propuestas.

Taller 4: Resultados de las EEM comunicados al Comité Científico Técnico de Pesquería de Pequeños Pelágicos (CCT-PP) (26 de junio 2024, Valparaíso).
Objetivo: Búsqueda de retroalimentación a partir de los resultados preliminares de la EEM.

Taller 5: Asesoría al Comité de Manejo de pequeños pelágicos de la zona centro sur en la selección de PM (25 de julio 2024, Valparaíso).
Objetivo: Selección de PM basado en los resultados obtenidos de la evaluación y el desempeño de los PM propuestas.

5.5.1 Taller 1: Reglas de Control de Captura e Indicadores de Desempeño dirigido al Comité de Manejo de pequeños pelágicos de la zona centro sur.

Esta actividad se abordó en dos etapas: (i) teórica, donde se explicó la conceptualización y el objetivo de las RCC y los ID para el manejo pesquero, y b) práctica, se centró en los insumos necesarios para el diseño de una o más RCC y el establecimiento de ID según los intereses de los usuarios.

Modalidad teórica: En esta sección se abordaron cinco ítems orientados a explicar los conceptos técnicos y ejemplificarlos con los resultados obtenidos en la fase 1 (FIPA 2018-49) de este estudio:

a. Presentación del proyecto y objetivos del taller
b. Conceptualización y consideraciones de las RCC e ID
c. RCC diseñadas y evaluadas en el FIPA 2018-49
d. Indicadores de desempeño consideradas en el proyecto FIPA 2018-49
e. Indicadores de desempeño desarrollados por el Comité de Manejo

Modalidad práctica: El grupo de asistentes se dividió en dos grupos de 8 y 9 personas para llevar a cabo la técnica de *focus group*. En cada grupo se eligió un secretario y un moderador que fue acompañado por un profesional del equipo de trabajo con la finalidad de contestar las dudas en el planteamiento o contenido de las preguntas. El moderador estimuló la participación de los integrantes para generar de manera participativa una respuesta común, de este modo, cada integrante entregó sus impresiones y aportes, lo cual permitió implementar una instancia de discusión que facilitó la construcción de una respuesta grupal en consenso. Posteriormente, se realizó un plenario con la finalidad de conocer las respuestas y aportes de cada grupo fomentando el debate y generando una mirada común ante las respuestas entregadas.

La primera sección de esta actividad estuvo enfocada en recopilar los insumos necesarios para el diseño de una o más RCC según los intereses de los usuarios. Para ello, se analizaron 8 preguntas diseñadas por el equipo de trabajo, que consideró los términos técnicos del proyecto, y resultados obtenidos en el FIPA 2018-49 (**Tabla 8**).

La segunda sección del taller se llevó a cabo con el propósito de establecer indicadores de desempeño acordes con los objetivos de los usuarios. Para ello, se propusieron 22 ID que fueron sometidos a votación. Estos indicadores, en su mayoría, se obtuvieron a partir de los resultados del proyecto FIPA 2018-49 (**Tabla 9**), los cuales se agruparon en 4 ámbitos: a) sostenibilidad, b) restauración, c) intereses de los usuarios y d) bienestar social.

Tabla 8. Consultas seleccionadas para el trabajo grupal con los integrantes del Comité de Manejo, orientadas al diseño de RCC en la pesquería de sardina común y anchoveta.

1	¿Cuál cree usted que es el nivel de captura de referencia "sostenible" apropiado (mono o multi especie)?
2	¿Cuál cree usted que es el nivel de captura más baja admisible (mono o multi especie)? (bajo la cual no saldrían a pescar).
3	¿Cuál es el nivel de biomasa de referencia?
4	¿Cuál es el nivel de biomasa bajo la cual aceptarían disminución de capturas?
5	¿Qué tipo de cuotas de capturas prefiere: variable anualmente o constante por algunos años?
6	¿Qué nivel de variación porcentual anual (o en valor absoluto) de capturas podrían tolerar?
7	¿Si la captura se compone de reclutas, cree usted que el reclutamiento debería ser la variable de desempeño a proteger?
8	¿Le parece que el remanente siga operando en el sistema de revisiones de cuota?

Tabla 9. Indicadores de desempeño consultados y agrupados por ámbitos.

	ÁMBITO	INDICADOR
1	**SUSTENTABILIDAD DEL STOCK**	Nivel de biomasa de referencia
2		Nivel de variabilidad de la biomasa desovante
3		Nivel de biomasa en los cruceros
4		Niveles de biomasa límite
5		Probabilidad de sobrepesca referido a que la mortalidad por pesca sea mayor a la mortalidad por pesca objetivo
6		Número de años en que la pesquería debe ser cerrada para alcanzar objetivo de conservación
7		Talla mínima de referencia en las capturas
8		Porcentaje de ejemplares bajo talla de referencia en las capturas
		¿Propone alguno(s) en particular?
9	**RESTAURACIÓN DEL STOCK**	Probabilidad que la biomasa se "agote" o disminuya en exceso
10		Probabilidad de colapso referido a que la biomasa desovante se encuentre por debajo de la biomasa límite
11		Probabilidad de extinción del recurso
12		Número de años en los cuales se recupera el recurso
		¿Propone alguno(s) en particular?

Tabla 9. Continuación.

13	**INTERESES DE LOS USUARIOS**	Niveles de capturas
14		Variación anual de las capturas
15		Número de viajes de pesca
16		Nivel de remanentes
17		Probabilidad de no completar la cuota
18		¿Existe algún indicador relacionado con el valor agregado de la pesca?
19		¿Existe algún indicador de inicio de temporada que le permita estimar el éxito de esta? i.e. rendimientos. tamaños, tiempo de captura, otro
		¿Propone alguno(s) en particular?
20	**BIENESTAR SOCIAL**	Nivel de cuotas de pesca
21		Extensión de la temporada de pesca
22		Huella de carbono
		¿Propone alguno(s) en particular?

5.5.2 Taller 2: Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) y aplicación de RCC en las pesquerías de anchoveta y sardina común dirigido al CM.

La actividad estuvo orientada a reforzar los conceptos técnicos explicados en el primer taller, esto a solicitud de la SSPA, con el propósito de homogenizar los conocimientos de los usuarios, ya que la mayoría de ellos son nuevos integrantes del CM. Posterior a la capacitación, se revisaron nuevamente los resultados obtenidos en el primer taller para ratificar el consenso alcanzado. Los conceptos explicados y las actividades realizadas se detallan a continuación:

a. Objetivo y enfoque metodológico del proyecto FIPA 2023-02
b. Objetivos de manejo y objetivos operacionales
c. Fuentes de incertidumbre
d. Evaluación de Estrategias de Manejo
e. Evaluación de Estrategias de Manejo vs Evaluación de stock
f. Procedimiento modelo basado vs empírico
g. RCC (se complementó la explicación teórica con un ejercicio práctico utilizado la plataforma: https://valeromaspez.shinyapps.io/tunamse_opo_spn/)
h. Indicadores de desempeño (se complementó la explicación teórica mostrando ejemplos de ID implementados para la pesquería de anchoveta en Perú)
i. Revisión de los resultados obtenidos en el primer taller

5.5.3 Taller 3: Asesoría al Comité de Manejo de pequeños pelágicos de la zona centro sur en la selección de PM.

El taller estuvo orientado a apoyar la selección de PM en función de los objetivos e intereses del CM de las pesquerías de anchoveta y sardina común de la zona centro sur. Dado que comprender este tipo de análisis puede resultar complejo, el principal objetivo de esta instancia fue aclarar las dudas de los usuarios respecto a los resultados obtenidos. En este contexto, los contenidos del taller fueron los siguientes:

a. Identificación de las complejidades del ciclo de manejo actual
b. Descripción de las RCC evaluadas
c. Diferencias del procedimiento actual vs propuesto
d. Configuración de los modelos operativos y RCC
e. Indicadores de desempeño considerados
f. Desempeño de los distintos modelos operativos y RCC
g. Ronda de consultas

5.5.4 Taller 4: Resultados de las EEM comunicados al Comité Científico Técnico de Pesquería de Pequeños Pelágicos (CCT-PP).

El taller tuvo como objetivo obtener retroalimentación basada en los resultados de la EEM por parte del CCT-PP y los administradores de la pesquería. Similar a lo realizado en el taller 3, se presentaron los resultados de la evaluación de los distintos PM mediante una exposición detallada de la metodología aplicada y los resultados obtenidos, dirigida a una audiencia experta en biología, evaluación de stock y manejo pesquero de estas especies.

5.5.5 Taller 5: Asesoría al Comité de Manejo de pequeños pelágicos de la zona centro sur en la selección de PM.

El objetivo de la actividad fue orientar a los integrantes del CM en la selección de PM. Para ello, se presentaron los resultados finales, con un enfoque principal en los PM viables para la pesquería y conservación de los recursos, es decir, aquellos que permiten alcanzar los niveles de referencia a largo plazo. Al finalizar, se consultó a los participantes sobre el PM que desean implantar en la pesquería mediante una encuesta on-line realizada a través de la plataforma *Google Forum.*

6. Resultados

6.1. Objetivo específico 1: Identificar, representar y evaluar explícitamente las principales fuentes de incertidumbre, profundizando en aquellas asociadas a la condición de pesquería mixta, imputación conjunta, al régimen operacional intra-anual, y la hiper-regla descrita para la pesquería de la sardina común y anchoveta centro sur.

6.1.1 Principales fuentes de incertidumbre del proyecto FIPA 2018-49 (Fase 1)

Esta sección se centra en la identificación de las fuentes de incertidumbre en el marco del proyecto FIPA 2018-49 Fase 1, relacionado con la pesquería de sardina común y anchoveta en Chile. Estas fuentes fueron identificadas mediante diversas aproximaciones, incluyendo la revisión bibliográfica, informes de procesos de revisión independientes y encuestas dirigidas a usuarios y profesionales de la pesquería:

Revisión Bibliográfica:

- Diferencias significativas entre las capturas y composiciones por especie, estimadas por IFOP y las reportadas por SNPA.
- Necesidad de utilizar medidas de esfuerzo alternativas que consideren el tiempo de búsqueda y pesca debido a la tendencia de agregación en pequeños pelágicos.
- No inclusión del índice de abundancia relativa de Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) en los modelos de evaluación de stock.
- Sugerencia de mantener análisis histológicos para establecer vedas y estandarizar los criterios de asignación de estados de madurez y edades entre observadores.

Programa de Evaluación Acústica:

- Sesgo de orilla y falta de criterios metodológicos precisos para la selección de zonas de sesgo de orilla.
- Falta de información sobre la identificación de ecotrazos y asignación de energía acústica.
- Falta de detalle sobre el ajuste del cálculo de abundancia entre regiones y subzonas.
- Necesidad de adaptar el período de realización de los cruceros para reflejar la variabilidad espaciotemporal del desove en ambas especies.
- Omisión de la incertidumbre asociada al área efectiva de distribución del stock.

Descarte:

- La interacción técnica y cuotas de captura desiguales conducen al descarte de la especie limitante.
- El Programa de Observadores Científicos busca reducir el descarte, pero todavía existe un nivel significativo de descarte, especialmente en la Región del Biobío.

Subreporte:

- Incertidumbre en los registros de captura debido a la falta de veracidad en la certificación de niveles de extracción pesquera.
- Las tasas de subreporte son elevadas y constituyen una fuente importante de incertidumbre en la determinación de capturas.

Encuestas a usuarios y profesionales de la pesquería:

Las encuestas aplicadas a pescadores artesanales y a profesionales de investigación y administración en el proyecto FIPA 2018-49, tuvieron un bajo nivel de coincidencia en las respuestas sobre diversas cuestiones relacionadas con la pesquería, pero un alto grado de acuerdo en otras áreas, como la existencia de flujos migratorios de peces y el principal factor que induce al descarte.

En resumen, se ha propuesto un modelo conceptual para la dinámica de la sardina común y la anchoveta en la zona centro sur de Chile, y se han identificado fuentes de incertidumbre en el proceso de evaluación de stock, así como percepciones diversas entre pescadores y profesionales relacionados con la pesquería.

- **Encuesta a pescadores**

Aspecto Biológico:

- Se han observado mezclas o flujos migratorios de sardina común y anchoveta en la zona de distribución.
- La sardina común tiende a moverse hacia el norte, según el 80% de los encuestados, mientras que la anchoveta se desplaza hacia el sur, según el 58%.
- Un 90% de los encuestados cree que ambas especies migran fuera del área de pesca.

Aspecto Operacional:

- Existe un porcentaje de biomasa de ambas especies que no está disponible para la pesca, estimado en un 60% por los pescadores del Biobío y un 80% por los pescadores de Los Ríos.
- La abundancia de peces reclutas en la pesquería se relaciona con el ambiente y el stock adulto desovante, tanto para la anchoveta como para la sardina común.
- Los cruceros de investigación no se realizan en los momentos adecuados, y se sugiere que se hagan trimestralmente. Se considera que hasta un 50% de la biomasa permanece sin evaluar.
- El 94% de los encuestados considera que los porcentajes declarados oficialmente de captura mixta son reales.

Aspectos del Manejo:

- El 79% de los encuestados no está de acuerdo con la regionalización de la pesquería, y la mayoría (94%) propone dejar abiertas las regiones.
- El nivel de imputación conjunta del 40% como medida de manejo para mitigar el descarte no es aceptado por el 97% de los encuestados, quienes sugieren un valor mayor, entre el 50% y el 80%.
- El 64% de los encuestados está conforme con el marco temporal de vedas biológicas, aunque algunos proponen una sola veda de agosto a enero y vedas dinámicas.
- Se identifican periodos marcados de disponibilidad estacional de los recursos, con la sardina común más disponible en primavera, verano y otoño, y la anchoveta más disponible en verano.
- El 93% percibe que la sardina común se encuentra en buen estado, mientras que el 65% piensa que la anchoveta se encuentra en un estado similar.
- Se sugiere 611,000 toneladas globales anuales en conjunto para sardina común y anchoveta, así como 3,000 toneladas por embarcación, serían niveles mínimos de capturas sostenibles.
- Se identificaron acciones para mejorar el manejo pesquero, con un aumento de la cuota de captura, un mayor monitoreo de los recursos y una veda continua de 6 meses como las acciones más preferidas por los encuestados.

- **Encuestas a profesionales asociados con la pesquería de pequeños pelágicos**

Aspecto Biológico:

- El 100% de los encuestados señaló que existen mezclas o flujos migratorios de sardina común y anchoveta en la zona de distribución, principalmente relacionados con aspectos reproductivos y de crianza.
- El 100% también considera que hay un proceso de escape de los recursos debido a la migración, estimándolo entre un 31% y un 50%.
- Todos los encuestados creen que las especies sardina común y anchoveta deben ser evaluadas de manera espacialmente explícita.
- El 100% de los encuestados no está de acuerdo con la estimación de los usuarios, quienes indican que entre el 60% y el 80% de la biomasa no está disponible para la flota pesquera.
- Se sugiere que la biomasa no disponible fluctuaría entre el 11% y el 30%.

Aspecto Operacional:

- El 85% de los consultados no está de acuerdo con los usuarios en relación con la credibilidad de las capturas reportadas en la actualidad. Estiman que el porcentaje de error en las capturas debiera estar entre el 31% y el 50%, aunque algunos piensan que podría ser incluso mayor, llegando hasta un 90%.
- Se identificaron periodos entre 1990 y 2010 en los que se registraron errores significativos en el reporte de los desembarques.

Descarte:

- El 100% de los encuestados indica que la principal causa del descarte en estas pesquerías es la baja abundancia y cuota de una especie en comparación con la otra.
- La mayoría de los encuestados no concuerda con los usuarios en cuanto al porcentaje de descarte histórico, argumentando que oscila entre el 30% y el 50%.

6.1.2 Revisión bibliográfica de la literatura nacional e internacional

Literatura nacional

El proceso de evaluación de stock en los recursos sardina común y anchoveta de la zona centro sur es liderado por IFOP. El estándar metodológico del proceso se enmarca bajo los criterios y exigencias técnicas internacionales, reconociéndose que la información de entrada que alimenta el modelo es uno de los principales focos de incertidumbre (**Figura 10**).

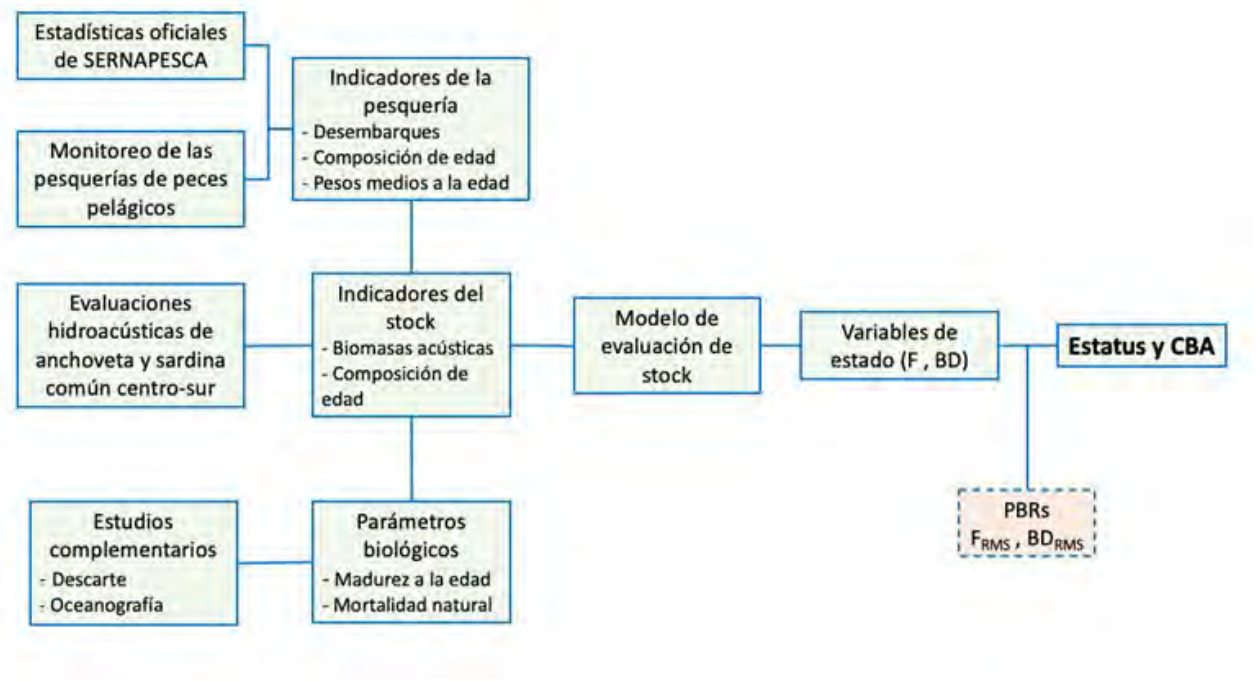


Figura 10. Datos de entrada para el modelo de evaluación de stock de sardina común y anchoveta de la zona centro sur de Chile (Fuente: Extraído de Zúñiga et al., 2022).

El "Programa de Mejora Continua" establecido en las bases técnicas de los proyectos de estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentable, define que continuamente, independiente del estándar de las pesquerías, se ha recomendado impulsar la ejecución de estudios y seguimientos que permitan disminuir la brecha de incertidumbre, tanto en los datos de entrada, como en el nivel de conocimiento estructural de la modelación y de las especies. En ese contexto, a continuación, se definen las principales fuentes de incertidumbre detectadas en el modelo de evaluación de stock y manejo de las pesquerías.

- **Datos de entrada**

a) Cruceros acústicos

Desde el año 1999 el crucero acústico se ha realizado de manera sistemática en el período estival (enero) donde se concentra la mayor abundancia de ejemplares reclutas. El objetivo central del proyecto de seguimiento acústico es evaluar la biomasa y abundancia de ambas especies estableciendo el nivel de reclutamiento de la nueva cohorte, el cual es corroborado cuatro meses después mediante un segundo crucero en el mes de mayo (Saavedra et al., 2023). Este último estudio, se ha ejecutado desde el año 2003 y tiene como principal función evaluar la progresión del proceso y corroborar los estimados de enero. Uno de los principales focos de incerteza en este dato de entrada al modelo constituye que en cada crucero se establece una dominancia específica para cada especie. Es decir, durante enero predomina la abundancia de sardina común y escasamente es detectada la anchoveta. No obstante, durante el crucero de otoño, se verifica el reclutamiento de anchoveta, pero usualmente se observa decaimientos de biomasa de sardina común.

Debido a la interacción de ambas especies que concurren espacial y temporalmente en el área de distribución de la zona centro sur, la estacionalidad de la biomasa es diferente entre ambas especies y también existe alternancia en la productividad en la serie de tiempo analizada. Estos aspectos, confieren incertidumbre, ya que los mecanismos que generan los cambios de abundancia y alternancias no son establecidos en el seguimiento acústico, pese a que durante los cruceros se realiza monitoreo de las condiciones ambientales, no se establecen relaciones funcionales con variables oceanográficas que permitan establecer los factores que gatillan cambios de abundancia de estas especies.

Por otro lado, la serie de tiempo de ambos seguimientos no es completa. El crucero de verano se extiende desde el año 2000 hasta el año 2023 y el crucero de otoño desde el año 2003 al 2023. Sin embargo, algunas prospecciones de otoño no han sido consistentes con aspectos tales como, el arte de pesca en las pescas de identificación, la cobertura espacial, ausencia de lectura de edades y el período de realización (mes distinto a mayo), lo que repercute en la representación del índice respecto de la abundancia de las especies (Lillo, 2018). Estos aspectos han llevado a eliminar datos de entrada en el proceso de evaluación de stock (Zuñiga et al., 2022).

Otro aspecto que requiere particular atención es la pertinencia temporal del crucero. El inicio de los cruceros no está vinculado con el seguimiento reproductivo de las especies. En el caso de sardina común, el mes de enero puede no ser el mes donde se concentra el reclutamiento, sino más bien, éste puede adelantarse o retrasarse dependiendo del *timing* con el proceso de desove.

Por su parte, para la anchoveta, que tiene un período reproductivo de mayor extensión temporal (Claramunt et al., 2014), el crucero de otoño probablemente deba ser dinámico acorde con el proceso de desove previo al reclutamiento. Históricamente, los cruceros no cambian de fecha de inicio, ya que priman aspectos operacionales y de disponibilidad del buque científico.

b) Composición de edades/tallas

Esta información proviene desde el proyecto de Investigación Situación Pesquerías de Peces Pelágicos, incluido en el Programa de Seguimiento de las Principales Pesquerías Nacionales. Dicho proyecto es ejecutado por IFOP a requerimiento de la SSPA (Walker et al., 2024). En términos metodológicos, el insumo para obtener la composición de edades es la frecuencia de tallas en la captura, la cual es determinada generalmente por medio de un diseño de muestreo bi-etápico que considera los viajes y los ejemplares. Con menor frecuencia se considera el lance en el diseño de muestreo. El procedimiento para obtener la composición de edad consiste en obtener un muestreo de otolitos estratificado por clases de tallas, con el cual se obtiene la matriz de ejemplares presentes en la captura por clases de edad y tamaño. Un aspecto relevante, consiste que las matrices son separadas por zona, trimestre y flota, pero todos estos factores son agregados para efectos de incorporarse como índice hacia la evaluación de stock. Cabe mencionar, la relevancia de la composición de edades ya que permite al modelo de evaluación de stock implementar la mortalidad por grupos etarios y determinar el nivel de abundancia de las nuevas cohortes y la biomasa parental (Feltrim & Zenteno, 2024; Zenteno, 2024).

En relación con la composición de edad/talla del crucero, las estructuras de edades son construidas mediante el uso de claves edad-talla para el total del área de estudio, mediante un diseño de muestreo estratificado por clase de tallas permitiendo expandir la abundancia por grupos de edad en la evaluación acústica (Saavedra et al., 2023). La abundancia en número por grupo de edad se construye a partir de la clave talla-edad mencionada en conjunto con la abundancia estimada por talla. En consecuencia, este dato de entrada desde las capturas o cruceros reviste relevancia en la definición del estatus de estos recursos pelágicos, ya que la composición del grupo de edad 0 (ejemplares menores a 11,5 cm en sardina común y 12 cm en anchoveta) es equivalente a la fuerza del reclutamiento y el resto de los grupos de edad conforman la biomasa adulta que contiene la biomasa desovante. Esta relevante información de entrada al modelo, en algunos hitos de revisión dentro del proceso de evaluación anual no está disponible, aspecto que confiere alto grado de incertidumbre al estimado de las variables de estado y la posterior definición del diagnóstico.

c) Desembarques

El desembarque permite determinar los volúmenes de extracción por especie en cada punto de descarga. Quien sistematiza esta información es el Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SNPA) por medio de estadísticas oficiales de desembarques considerando una base temporal mensual, especie, flota y puerto de desembarque (Zuñiga et al., 2022). En la evaluación de stock el dato de entrada de desembarque es en año biológico (julio a junio), por lo tanto, se consideran las temporadas de pesca asociadas al semestre y la estacionalidad de la pesquería para constituir el dato de desembarque en año biológico.

Cabe destacar que la captura se compone del desembarque más el descarte, donde este último ha sido sistematizado regularmente mediante programas de seguimiento y observadores a bordo. El indicador de desembarque como dato de entrada al modelo de evaluación, tiene fuerte impacto ya que se asume alta ponderación reflejada en el bajo nivel de coeficiente de variación, lo que confiere alta credibilidad a esta pieza de información (Feltrim & Zenteno, 2024; Zenteno, 2024). En consecuencia, cambios en el nivel de desembarque, corrección de series de tiempo de capturas (Aranís et al., 2011), descartes (Vega et al., 2020), subreporte (Wiff et al., 2017), implementación de remanentes, imputación conjunta y otros, son tratados a continuación como potenciales focos de incertidumbre en el proceso de evaluación de stock de ambas especies.

d) Descarte

Desde el año 2014 se ha desarrollado el Programa de Observadores Científicos que investiga anualmente el descarte y captura incidental de aves, mamíferos y tortugas marinas (Vega et al., 2020; Ossa et al., 2023). Este proyecto nace frente a la necesidad de conocer los niveles de descarte en la operación de pesca de los recursos pelágicos sardina común, anchoveta y jurel. Centrado en los recursos de la zona centro sur, se ha verificado que existen aspectos que inciden en el incentivo de prácticas de descarte. Por una parte, el componente mixto en la captura de sardina común y anchoveta en relación con la asincronía en el nivel de abundancia entre especies, y por otra, el establecimiento de cuotas de pesca con distintos niveles, lo que llevaría a descartar el recurso limitante y completar la cuota de recurso principal.

Pese a que existen otras consideraciones que incentivan el descarte como, por ejemplo, aspectos operacionales, la mezcla de las especies y las disímiles cuotas de pesca serían los principales aspectos que inducen descarte en pesquerías destinadas a la reducción y elaboración de harina de pescado.

La incorporación del descarte en el proceso de evaluación de stock se asocia tanto al dato de entrada, es decir, los valores de desembarque corregidos por un nivel de descarte acordado previamente, como también, en el proceso de estimación de CBA y durante el proceso de proyección de esta. Desde el año 2023 se utiliza el criterio de descarte equivalente a un 3,56% para sardina común y 1,1% de anchoveta y se fundamenta en los estudios del programa de descarte de los años biológicos. No obstante, este valor es revisado anualmente y cambia en función de la información disponible. En los años en que no se cuente con información se estila utilizar supuestos correspondientes al promedio de los años con información de descarte actualizado (Feltrim & Zenteno, 2024; Zenteno, 2024). Cabe señalar que, en el programa de investigación del descarte de peces pequeños pelágicos existen aspectos que confieren alta incertidumbre, como por ejemplo, la corta serie de datos anual, variación en la proporción de especies, variabilidad en los tamaños de muestra y cobertura del muestreo espacio temporal, entre los más relevantes. Estos aspectos influyen en adoptar promedios para obtener el valor actualizado de descarte que posteriormente será objeto de utilización para el manejo.

Pese a los esfuerzos por establecer un seguimiento que estudie en terreno los niveles de descartes, existen años donde no hubo estimaciones o la cobertura de muestreo fue insuficiente, generando incertidumbre respecto del nivel descartado en la operación. Frente a lo anterior, se ha establecido niveles de descarte fijo debido a la falta de evidencia científica que respalde cambios en el nivel descartado. En consecuencia, el descarte forma parte de un aspecto que tiene alta potencialidad de generar incertidumbre en las estimaciones del modelo de evaluación de stock. Por lo tanto, es incorporado como fuente de incertidumbre que debería considerarse en el proceso de toma de decisión y evaluación.

e) Subreporte

Los subreportes han sido estudiados por Wiff et al. (2017), quienes desarrollaron un proyecto destinado a reconstruir las capturas de los recursos sardina común y anchoveta en la zona centro sur. En relación con la evaluación de stock, el subreporte aún no se ha incorporado como factor que condicione las series de desembarque ni las estimaciones de CBA, como es el caso del descarte anteriormente mencionado. Se destaca que IFOP ha realizado aproximaciones preliminares utilizando las series de captura provenientes del estudio que corrige las capturas, con el propósito de evaluar el efecto en los estimados de abundancia de los stocks. De manera antagónica, resaltan los sobrereportes, los cuales se presentaron durante los años 1999 y 2000 producto del exceso de captura de jurel costero, el cual fue informado como desembarque de pequeños pelágicos sardina común y anchoveta. Mediante análisis de proporción de especies IFOP corrigió estas observaciones y determina las reales proporciones de especies entre 1998 y

2001 (Zuñiga et al., 2022). Por consiguiente, esta fuente de incertidumbre ha sido considerada dado que impacta directamente en los estimados de desembarque, la pieza de mayor ponderación en el modelo de evaluación de stock.

f) Remanentes

La Ley de remanentes indica que se puede capturar saldos de cuota del año anterior bajo ciertos criterios. Esta medida tiene el propósito del aprovechamiento de las cuotas de captura no consumidas durante el año pretérito de manera que puedan ser capturadas en el siguiente periodo o año. La Ley N° 21.699 (https://www.subpesca.cl/portal/615/w3-article-123228.html) establece como criterios para su aplicación no superar el 20% de la cuota global de captura, pero a nivel asignatario (p. ej., Cuotas RAE por organización, cesiones, entre otros), aspecto que puede sobrepasar el porcentaje de la cuota global indicado en la Ley. Además, para efectos de su aplicación, la pesquería no debe estar declarada en condiciones de agotamiento por parte del CCT-PP durante el período o año en que se produce el saldo de captura.

En el caso de pesquerías sobreexplotadas sólo se podrá extraer el remanente de cuota dentro de los treinta días efectivos de captura al inicio de la temporada siguiente y no podrá superar el 15% de la cuota global del año anterior. Esta situación ha sido dirigida de la siguiente forma en la estimación de CBA por parte de IFOP (Feltrim & Zenteno, 2024; Zenteno, 2024):

$$CBA_{calendario\ t} = \left(captura_{biológica\ t} - Desembarque_{2°semestre\ t-1} - remanente_{t-1}\right) + 20\% Captura_{t+1}$$

La CBA estimada en año calendario t comprende una notación matemática que incluye la captura estimada del año biológico actual t menos el descuento del desembarque del segundo semestre t-1 y el remanente del año t-1 y sumado el 20% de la captura proyectada un año biológico t+1. Por lo tanto, la incorporación de mortalidad por pesca (remanentes) proveniente de un ciclo de manejo pretérito, generaría incertidumbre respecto del estimado de cuotas de captura actual.

El mecanismo llevado a cabo por IFOP, si bien ha permitido viabilizar el proceso de estimación, la forma adecuada de incorporar captura extra de un año anterior sería mediante un proceso metodológico que permita establecer sobrevivencia. Es decir, incorporar los remanentes al proceso de evaluación de stock como mortalidad por pesca. Dicho enfoque metodológico se encuentra en progreso y debe ser perfeccionado con el objetivo que brinde balance entre el aprovechamiento de remanentes de cuotas de captura y sustentabilidad del stock.

- **Procesos**

a) Parámetros biológicos

El actual modelo de evaluación de stock liderado por IFOP incorpora información biológica de las especies desde investigaciones externas con el objetivo de modelar la dinámica poblacional de sardina común y anchoveta. En ese contexto, el crecimiento, la madurez y la mortalidad natural son los principales procesos biológicos incorporados en el proceso de evaluación de stock, pero presentan potenciales focos de incertidumbre relacionados con la naturaleza de las estimaciones de los parámetros biológicos, dificultando su representación en la modelación. En relación con la madurez se utiliza un vector de madurez edad específico y constante a través de los años siguiendo a Aranis et al. (2006) con talla de madurez en 11,5 cm y 12 cm en sardina común y anchoveta, respectivamente. Estudios reproductivos dinámicos serían necesarios para recoger la variabilidad temporal que puede existir en los patrones de madurez en estas especies.

La mortalidad natural (M) es una variable demográfica con fuerte influencia en la evaluación de stock de recursos pesqueros, debido a que la magnitud de estas tasas tiene un efecto directo tanto en la productividad del stock, así como en los Puntos Biológicos de Referencia (PBR) que permiten implementar acciones de manejo para controlar el rendimiento y la explotación (Johnson et al., 2014). Dada la relevancia del parámetro, la evaluación de stock de ambas especies considera un valor constante en años y edades siguiendo a Cubillos et al. (1998) con valor de M=0,69 año^{-1} en anchoveta y M=0,96 año^{-1} para sardina común. Este aspecto tiene alta potencialidad de estar generando incertidumbre, dado que la mortalidad no es un proceso continuo durante la cohorte de una especie pelágica. En consecuencia, el parámetro de historia de vida M ha sido seleccionado como fuente de incertidumbre toda vez que no sea representado adecuadamente en la dinámica poblacional del modelo de evaluación de stock.

En relación con el crecimiento, la dinámica poblacional de las especies pelágicas pequeñas ha demostrado ser rápido y variable entre cohortes (Feltrim & Ernst, 2010). En ese contexto, los parámetros de crecimiento utilizados para fines de manejo han sido considerados estáticos, en contraposición al carácter dinámico y plástico que tiene el crecimiento de peces que responde fuertemente a las condiciones del ambiente (Lorenzen, 2016). En general, se asume un solo patrón de crecimiento para el período completo de evaluación de stock. Este factor puede estar generando estimaciones con una productividad distinta de la real debido a la naturaleza dinámica de las especies pelágicas anchoveta y sardina común, generando alta probabilidad de sesgo en la mortalidad natural y consecuentemente en los PBR.

b) Relevancia trófica

Las pesquerías estudiadas en este proyecto pertenecen a recursos que se ubican en niveles tróficos inferiores. Vale decir, estos recursos juegan un papel clave en el ecosistema transfiriendo la energía desde los niveles tróficos base (P. ej., fitoplancton- zooplancton) hacia los predadores de nivel trófico superior. También, participan en mecanismos de control de tipo cintura de avispa "*wasp-waist*" (Cury et al., 2000), ejerciendo un control tanto vía *top-down* actuando sobre sus presas, como bottom-up controlando a sus predadores.

Dada la relevancia de los peces pelágicos pequeños, el manejo pesquero mandata que se incluyan consideraciones ecosistémicas y precautorias frente a los mecanismos de interacción entre el medio y este tipo de especies. En ese contexto, se requiere establecer métricas de desempeño asociadas a los PBR que permitan incorporar consideraciones ecosistémicas. No obstante, Neira et al. (2022) determinó que los PBR asociados a la mortalidad por pesca (F) y biomasa desovante (BD) en el Rendimiento Máximo Sostenido (F_{RMS} y B_{RMS}) en las pesquerías de sardina común y anchoveta de la zona centro sur, parecen adecuados tanto desde el punto de vista monoespecífico como ecosistémico. Pese a lo anterior, este aspecto es incorporado como fuente de incertidumbre dado que se desconoce si estos PBR son adecuados en el contexto de variaciones en la capacidad de carga de las especies, condición que ameritaría el análisis de nuevos puntos de referencia.

c) Condiciones ambientales

La variabilidad ambiental es uno de los principales factores que generan cambios en la abundancia, biología y distribución de las especies de peces pelágicos pequeños. Dentro de los principales factores se puede mencionar aquellos asociados al clima y la oceanografía, como el viento que promueve la surgencia estacional, el oxígeno, la descarga de ríos y la temperatura, entre otros (Cubillos & Arcos, 2002; Gómez et al., 2012; Cerna et al., 2022; Zunguza et al., 2022; Arteaga et al., 2024). Dichos aspectos desencadenan procesos que afectan a las especies pelágicas pequeñas. Parada et al. (2013) revisó las asociaciones ambiente recurso a distintas escalas espaciales de las pesquerías chilenas en el Sistema de la Corriente de Humboldt, destacando que los factores ambientales modulan los procesos biológicos e impactan a las poblaciones pelágicas, pero fundamentalmente sobre los estados de vida temprana y reclutamiento. En ese contexto, y dado que el ambiente ejerce fuerte impacto sobre los estados tempranos que posteriormente afectan el reclutamiento, se considera relevante incorporar las condiciones ambientales como un factor clave que puede generar incertidumbre, tanto en la evaluación de stock, como en el manejo. Sobre todo, si no existe un proceso formal que incluya indicadores ambientales en el manejo pesquero de sardina común y anchoveta.

d) Disponibilidad de los recursos en la zona

Esta fuente de incertidumbre es incorporada considerando la disponibilidad del recurso frente al arte de pesca en las principales zonas de captura. Dicho aspecto cobra relevancia cuando se analiza los cruceros de prospección acústica y cómo estos son incorporados en el modelo de evaluación de stock mediante el parámetro relacionado con el coeficiente de capturabilidad. En relación con la capturabilidad asociada a los índices de Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE), se menciona que para el caso de estas especies pelágicas dicho índice no es utilizado en el manejo actual. Por lo tanto, el objetivo de incorporar este factor como potencial foco de incertidumbre se asocia con la disponibilidad y la pertinencia espacial y temporal de los cruceros acústicos para representar adecuadamente la abundancia espacial de las especies (Lillo, 2018).

e) Reclutamientos

El reclutamiento es uno de los procesos biológicos que conduce la dinámica poblacional de especies pesqueras y puede definirse como aquel grupo de individuos juveniles que logran incorporarse a la población explotable luego de superar complejos procesos ecológicos durante sus estados de vida temprana (Bakun, 1989; Zhang et al., 2017). El éxito del reclutamiento y la fortaleza de las clases anuales dependen tanto del efecto denso-dependiente asociado al stock parental (Walters & Martell, 2004), como también por factores bióticos (e.g., disponibilidad de presas y predadores), y abióticos (e.g. temperatura, salinidad, turbulencia, advección) derivados del ambiente (Houde, 1987). Los factores mencionados confieren alta variabilidad natural al reclutamiento, lo cual debe ser representado por los modelos de evaluación de stock. En ese contexto, el reclutamiento es considerado una de las principales fuentes de incertidumbre en el manejo y evaluación de stock debido a la multiplicidad de factores que lo afectan (Maunder & Thorson, 2019). El reclutamiento y su variabilidad difieren entre especies, pero particularmente, los peces pequeños pelágicos tienen fuerte dependencia frente a las condiciones ambientales lo que dificulta establecer estimaciones verosímiles. Por este motivo, se incorporó el reclutamiento como fuente de incertidumbre a ser considerada en el proceso de Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) y particularmente en el acondicionamiento de los modelos.

- **Implementación modelo de evaluación de stock**

Uno de los principales desafíos en la evaluación de stock de peces pelágicos consiste en establecer y mantener tanto capturas sostenibles como biomasas sustentables. Las principales dificultades consisten en la representación de los múltiples focos de incertidumbre que afectan a las especies.

En particular, la evaluación de stock de sardina común y anchoveta de la zona centro sur liderada por IFOP, inicialmente ha sido ejecutada desde el año 2000 por medio de modelos de producción excedentaria en plataforma Excel, posteriormente se incorpora los índices acústicos y los modelos se estructuran a la edad utilizando MATLAB. Desde el año 2010 se ha utilizado la plataforma ADMB alternando con modelos estructurados a la talla y en escala semestral. En la actualidad, ambos modelos son estructurados a la edad en escala temporal anual y año biológico (Feltrim & Zenteno, 2024; Zenteno, 2024). Pese a tener un nivel metodológico de estándar internacional, se observa algunas fuentes de incerteza que relevar en la evaluación de stock de estas especies pelágicas.

a) Interacción entre las especies

Los recursos sardina común y anchoveta muestran alternancia en sus abundancias y concurren espacialmente en la zona de distribución centro sur de Chile, presentando cardúmenes que coinciden en las zonas de pesca generando que la pesca pelágica contenga mezcla de ambas especies. Ambas especies tienen atributos biológicos similares y desde el punto de vista económico y operacional, el valor de la biomasa desembarcada, principalmente por la flota artesanal, tiene precios equivalentes. En ese contexto, las similitudes presentadas confieren conflictos operacionales y también para la administración de las especies. En especial, cuando la cuota de pesca de una especie se agota, la posibilidad de capturar la otra especie no es posible y generalmente se induce a prácticas de descarte y/o subreporte (Vega et al., 2020). El arte de pesca es pobremente selectivo y no es posible diferenciar los cardúmenes de distintas especies y mucho menos establecer la proporción de ambas. Dado el carácter de alternancia entre ambos recursos (Arteaga et al., 2014), generalmente la captura objetivo de la especie más dominante puede gatillar efectos negativos en la especie con menor abundancia. En consecuencia, la interacción técnica en la captura, y secundariamente la interacción biológica, son elementos que confieren incertidumbre a la evaluación de stock.

Butterworth & Punt (1999) establecen dos tipos de interacciones de tipo multiespecífica que deben ser considerados en la creación y condicionamiento de un MO en un proceso de EEM. La interacción de tipo biológica (e.g., predación y competencia) aspectos complejos de determinar debido al pobre entendimiento que existe acerca de este tipo de interacciones. Secundariamente, la interacción técnica asociada a la operación pesquera dado el carácter mixto de las pesquerías y que guarda relación con la coexistencia espacial y temporal de las especies, como es el caso de los pequeños pelágicos en Chile centro sur (Pedraza & Cubillos, 2008) y la probable alternancia o asincronía en el reclutamiento de ambas especies traducido en la variabilidad de los reclutamientos y el crecimiento de las cohortes (Castillo-Jordán et al., 2010; Feltrim & Ernst, 2010). La interacción en la captura se relaciona al hecho que los cambios en la estrategia de

explotación y posterior estimación de una cuota de captura para una especie impactan ineludiblemente la captura de la otra especie interactuante. Cochrane et al. (1998) y De Oliveira et al. (1998), abordaron esta problemática en la pesquería sudafricana mixta de anchoveta (*Engraulis capensis*) y sardina (*Sardinops sagax*) formalizando un procedimiento de manejo conjunto, donde la captura incidental de juveniles de sardina se relaciona con la magnitud de la cuota de anchoveta.

b) Cuotas monoespecíficas en pesquería mixta

El manejo y evaluación de stock de sardina común y anchoveta se implementa de manera monoespecífica, pero tal procedimiento ha mostrado ser poco representativo frente a la interacción técnica de estas especies que atribuye un comportamiento de pesquería mixta, donde la operación concentra la captura en zonas de pesca específicas y con disímiles proporciones de especies. Cuando existe evidencia concreta de pesquería mixta, el enfoque de manejo basada en una sola especie va en directo detrimento de la sustentabilidad de las especies interactuantes, la cual se acentúa cuando una de las especies se encuentra en condiciones de sobrexplotación o agotamiento (De Oliveira & Butterworth, 2004). La evaluación de stock monoespecífica conduce a un manejo inapropiado cuando no considera las interacciones técnicas y la alta variabilidad en la proporción de especies en la captura (Vinther et al., 2004; Ulrich et al., 2009). El control de la captura mixta o establecer estrategias de manejo conjunta, que por una parte viabilicen la operación, y por otra, resguarden sustentabilidad, son unos de los desafíos actualmente en desarrollo. En efecto, el control del esfuerzo por flota puede ser una alternativa de manejo mixto, pero requiere de un conocimiento empírico de las flotas que incluya monitoreo constante y trabajo con usuarios de las pesquerías (Ulrich et al., 2007; Rijnsdorp et al., 2006).

c) Modelo de evaluación de stock

El modelo de evaluación de stock se reconoce como fuente de incertidumbre considerando el grado de representación que tiene respecto de la dinámica poblacional de ambas especies. En particular, se refiere a la estructura del método y su capacidad de contener los procesos intra-anuales y espaciales. La sardina común y anchoveta crecen rápido, poseen baja longevidad y la captura se sostiene principalmente de los ejemplares reclutas de menos de un año. En ese contexto procesos estacionales dentro del año, como el reclutamiento, desove, crecimiento, operación pesquera, restricción a la pesca (vedas), no pueden ser analizados dado que el actual modelo de evaluación se estructura temporalmente en escala anual. Del mismo modo, la componente espacial tampoco es representada considerando que ambas especies presentan patrones de distribución asociados al desove y reclutamiento (Saavedra et al., 2023; Grendi et al., 2021).

d) Ponderación de los datos

Este aspecto se refiere a los coeficientes de variación (cv) utilizados para ponderar los indicadores de entrada al modelo, y también, los tamaños de muestra (nm), los cuales representan el grado de incerteza que exhiben las composiciones de talla y/o edad. El tamaño de muestra es un ponderador que se asigna a las composiciones considerando una función de probabilidad multinomial en la verosimilitud. En ese contexto, Zúñiga et al. (2022) indica que los tamaños de muestra para las estructuras de edades de la pesquería y crucero han sido revisados y actualmente los valores provienen desde un ensayo realizado bajo dos metodologías (Francis, 2011; McAllister & Ianelli, 1997).

Por parte de los coeficientes de variación se indica que este indicador asume niveles bajos para los datos de captura y más altos para los acústicos. Dado que el nivel de cv es inverso en relación con el peso que tiene en la verosimilitud, las capturas son el indicador de mayor peso o mayor credibilidad en contraste a los datos de biomasa acústica. Bajo ese ámbito, se asume que las capturas son conocidas sin error y alto nivel de precisión, aspecto que es discutible dado los niveles sistemáticos de descarte y subreporte en las pesquerías de sardina común y anchoveta (Vega et al., 2020; Ossa et al., 2023). Los cv para los cruceros de biomasa acústica tienen niveles de mayor cuantía debido a que provienen de estimaciones con múltiples supuestos que confieren mayor incertidumbre en la estimación. El cv actualmente empleado en ambas especies se ubica alrededor del 30% y se relaciona con el nivel de variación que proviene desde la estimación de abundancia acústica que bordea el 20% (Saavedra et al., 2023).

- **Manejo**

a) Datos incompletos en la implementación de evaluaciones de stock

Las pesquerías bajo estudio tienen 3 evaluaciones de stock durante el ciclo de manejo anual (Feltrim & Zenteno, 2024; Zenteno, 2024). La CBA inicial estimada en octubre del año t-1, la primera revisión de CBA de marzo en el año t y la segunda revisión en agosto del mismo año t. Las primeras dos evaluaciones de stock contienen información de entrada incompleta. Vale decir, durante la evaluación de stock de octubre (CBA inicial) no existen indicadores para el año proyectado t+1 y además la estimación de CBA implica proyectar el stock dos años t+2, generando un alto grado de incertidumbre considerando el grado de variabilidad del reclutamiento en especies pelágicas (Szuwalski et al., 2015). La primera revisión de marzo año t disminuye incertidumbre por medio de la incorporación de datos actualizados del crucero de verano, pero no de la pesquería. Solo en la etapa de segunda revisión durante el mes de agosto, se utiliza la

totalidad de los indicadores de la flota y cruceros. En consecuencia, dos tercios del proceso de manejo pesquero anual se sustenta en modelos con información incompleta, situación que es importante relevar como fuente de incertidumbre hacia el manejo.

b) Cuota de captura/CBA

El ciclo de manejo de sardina común y anchoveta tiene una escala temporal anual. Las cuotas de captura son revisadas dos veces al año posterior a la estimación inicial o cuota precautoria en el año t-1. Específicamente, durante el mes de octubre del año t-1, se establece la cuota inicial de captura bajo criterios precautorios dado que esta evaluación de stock contiene alta incertidumbre por efecto de la proyección futura del stock dos años. En el año t se revisa dos veces la cuota de captura del año t-1 por medio de la actualización del modelo de evaluación de stock que incorpora información de la flota pesquera, el crucero de verano y otoño (Feltrim & Zenteno, 2024; Zenteno, 2024).

La primera actualización es revisada durante el mes de marzo/abril del año t, cuyo decreto que oficializa la nueva cuota de captura y que incorpora el proceso de revisión y recomendación por parte del Comité Científico Técnico de Pequeños Pelágicos (CCT-PP), tarda al menos un mes debido a cuestiones administrativas. Durante esta etapa, observamos que el proceso de evaluación de stock de IFOP, la revisión del modelo y recomendación por parte del CCT-PP y el trámite administrativo del decreto por parte de la SSPA, merma la oportunidad de pesca de la flota artesanal debido a que desde fines de abril comienzan condiciones climáticas adversas para la operación y el recurso presenta menor disponibilidad. Posteriormente, en agosto del año t se revisa por segunda vez la cuota de captura y se cierra el ciclo de manejo. En caso de aumentos de cuota en esta segunda revisión, la ventana temporal de captura es exigua y se ubica entre el término de la veda de desove e inicio de la veda de reclutamiento (poco más de un mes de operación). Considerando lo expuesto, se considera que la oportunidad de pesca condicionado al proceso administrativo de la asesoría es un aspecto que genera incertidumbre al manejo de la pesquería y constriñe la operación pesquera.

c) Período y extensión de veda

Las vedas de ambas especies se concentran en la protección de los procesos biológicos de reclutamiento y desove. La veda de reclutamiento se establece en el Decreto. Ex. N° 51/2016 el cual deja sin efecto el Decreto. Ex. N° 239/1996. El D. Ex. N°51 dicta que la veda se rige por criterios de inicio y término en relación con las siguientes tallas de referencia; sardina común

equivale al porcentaje de 32% de ejemplares de 8,5 cm de LT, y en anchoveta el porcentaje de 30% de individuos de 11,5 cm de LT. El inicio de la veda es gatillado cuando se superan o igualen estos umbrales y el término se relaciona con muestreos al interior de la veda que evidencien menores porcentajes respecto de las tallas de referencia. No obstante, frente a eventuales bajas coberturas de muestreo de frecuencia de tallas al interior de la veda, se adoptó el criterio precautorio que consiste en aplicar la medida de manejo basado en el último dato para la región en cuestión o también desde regiones contiguas (Decreto. Ex. 202100049/2020). El actual Decreto. Ex. N° 05/2024 que modifica el Decreto. Ex. N° 51 establece veda biológica de reclutamiento entre Valparaíso y Los Ríos cuyo inicio y término estará regulado por el indicador biológico semanal de las especies sardina común y anchoveta. El Decreto. Ex. N° 21/2024 modifica el Decreto. Ex. N°05 en relación con el período de evaluación final de la veda (Walker et al., 2024).

En relación con la veda de desove, el Folio DEXE 202400129 deja sin efecto el Decreto. Ex. N° 530/2016 y folio N° DEXE 202100137 de 2021, estableciendo una veda biológica para los recursos sardina común *Strangomera bentincki* y anchoveta *Engraulis ringens*, en el área marítima comprendida entre el límite norte de la Región de Valparaíso y el límite sur de la Región de Los Ríos, cuya fecha de inicio y término estará regida por el indicador biológico semanal de estos recursos. Se indica además que el periodo referencial en el cual podrá establecerse la veda biológica estará sujeto a criterios respecto de los indicadores biológicos. No obstante, dicho periodo podrá desarrollarse dentro del rango temporal comprendido entre el 1° de junio y el 31 de octubre del año calendario. Los criterios se establecen en virtud del Índice Gonadosomático (IGS). Del mismo modo que el procedimiento para la veda de reclutas, acá se determina que, ante la falta de información y muestreos durante las actualizaciones semanales de muestreo durante el período reproductivo, la medida de manejo aplicará enfoque precautorio (Walker et al., 2024).

Una de las principales fuentes de incertidumbre que se detectó en esta medida de manejo se relacionan con los índices o tallas de referencia que gatillan y finalizan ambas vedas. No existe certeza metodológica respecto de la elección de las tallas y los porcentajes de tolerancia. En efecto, la rigidez del período fijo de veda de reclutamiento privaría de oportunidad a la flota pesquera cuando se ha detectado que el porcentaje de reclutas no excede los umbrales. Vedas dinámicas junto con una mayor cobertura de muestreo permitirían adoptar una medida de manejo con mayor oportunidad de operación siempre y cuando los indicadores umbrales lo permitan.

d) Imputación conjunta

Considerando que las pesquerías de sardina y anchoveta centro sur han evidenciado desde la composición de las capturas atributos evidentes de una pesquería con alto grado de mezcla en la captura, la Ley de Pesca en su artículo 3° letra (f) permite que se viabilice su operación sin ser manejadas de manera estrictamente mixta. Es decir, permitir la operación mixta imputando la captura a ambas especies mediante un mecanismo metodológico que considera los excesos de desembarque (diferencia cuota y desembarque) a nivel global y de usuario. El mecanismo determina que el exceso de desembarque refleja el nivel de imputación conjunta. Si bien, la presente medida de manejo permite viabilizar la pesquería en los casos donde existen notorias diferencias entre la cuota de captura de ambos stocks, existe un alto grado de riesgo de sobrepasar los niveles de captura recomendados.

La imputación conjunta es incorporada como un mecanismo que puede generar un potencial efecto de exceso de mortalidad por pesca, estableciendo incertidumbre respecto del diagnóstico de las especies o afectar el nivel de captura basados en el RMS. En la actualidad la imputación conjunta no es incorporada directamente en la evaluación de stock, sino que se considera indirectamente a través del dato de captura (Zúñiga et al., 2022). Uno de los objetivos de esta medida de manejo apunta a disminuir los niveles de error de implementación, considerando la naturaleza mixta de las pesquerías y el enfoque monoespecífico de evaluación de stock. No obstante, esta práctica conllevaría a sostenidos eventos de sobrecaptura lo que podría repercutir en la sustentabilidad de la especie con menor productividad.

La normativa vigente mediante Decreto Exento N° 20-2023 establece anualmente la imputación conjunta de sardina común y anchoveta entre las Regiones de Valparaíso a Los Lagos, de un 40% de la sumatoria de las cuotas efectivas en una proporción de 1 es a 1 (https://www.subpesca.cl/portal/615/w3-article-117670.html).

e) Hiper-regla

Como se explicó anteriormente, el ciclo de manejo anual de ambos stocks implica la ejecución de tres asesorías. La primera, establece la CBA inicial y posteriormente se revisa en marzo y agosto. Asimismo, en cada una de estas revisiones se establece el diagnóstico de los recursos (Feltrim & Zenteno, 2024; Zenteno, 2024). Las evaluaciones de stock de marzo y agosto donde se revisa la CBA inicial, incorporan los índices del crucero acústico de verano y otoño, respectivamente. Estas nuevas actualizaciones en caso de establecer niveles de CBA menores a la CBA inicial, éstas no pueden ser rebajadas, incluso bajo un estatus desmejorado. Este aspecto genera incertidumbre

en la sustentabilidad de la especie evaluada, ya que se establecen cuotas de captura no sintonizadas con el diagnóstico actualizado. No obstante, la hiper-regla cumple una función práctica que impide que pescadores capturen el total de la cuota los primeros meses en caso de disminuir la cuota en las revisiones de CBA. También, esta medida reduciría la variabilidad de las cuotas de pesca y permitiría el normal desarrollo de la pesquería dentro del año (Feltrim & Zenteno, 2024; Zenteno, 2024; Zúñiga et al., 2022).

De la EEM realizada por Canales et al. (2020) se desprende que la hiper-regla reduce la variabilidad de las cuotas de pesca y permite el normal desarrollo de la pesquería dentro del año. Esta regla determina en gran medida la influencia que los cruceros acústicos pueden tener en la cuota final, siendo distinto entre especies y reglas de control. Por consiguiente, esta fuente de incertidumbre es incorporada como un elemento a considerar dado el efecto que puede causar en la sustentabilidad de las especies, como su aplicabilidad para viabilizar la operación dentro del ciclo anual.

f) Puntos Biológicos de Referencia (PBR)

La Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA) determina que las pesquerías deberán alcanzar o mantener alrededor del nivel de RMS, el cual se define como el momento donde se maximiza la captura a un nivel de biomasa desovante que no comprometa los reclutamientos. En efecto, los PBR en sardina común provienen desde un modelo de rendimiento por recluta de dinámica combinada (Beverton & Holt, 1957) que se sustenta en el progreso de una cohorte perturbada por pesca y muerte natural, descartando la relación stock-recluta como metodología para estimar PBR dado el bajo poder explicativo y alta incertidumbre de la función.

De acuerdo con lo recomendado en el taller de estimación de PBRs para pesquerías chilenas (Payá et al., 2014), la biomasa desovante virginal (BD_0), la biomasa en el RMS (BD_{RMS}) y la mortalidad por pesca en el RMS (F_{RMS}) se determinan mediante la siguiente adaptación metodológica:

a) Se fija un período histórico donde la BD se encuentre en equilibrio dinámico, no basado en la relación stock-reclutamiento.
b) Calcular el promedio de BD y la mediana de mortalidad por pesca (F) desde la evaluación de stock.
c) Calcular el % de Biomasa Desovante por Recluta (BDPR) que ubique la mediana de la mortalidad por pesca histórica (F_{mh}) y % BDPR que encuentre $F_{RMS.}$
d) Sustraer el 5% de %BDPR (F_{mh}) y %BDPR (F_{RMS}) para obtener una aproximación del % de BD (donde $\%BD=BD/BD_0$) para la F_{mh} y F_{RMS} correspondiente.

e) La razón $BD_{promedio}$/%BD(F_{mh}) entrega una estimación de BD_0, y forma la base para el cálculo de BD_{RMS} (paso f) y la BD límite BD_{LIM} (paso g).
f) Cálculo de BD_{RMS} equivale al % de BD(F_{RMS}) multiplicado por la $BD_{promedio}$ / %BD(F_{mh}). Vale decir, 55% de $BD_{O.}$
g) Cálculo de BD_{LIM} es igual a 27,5% de BD_0 o 50% de BD_{RMS}.

Este procedimiento permite establecer los PBR para las pesquerías de sardina común y anchoveta de la zona centro sur, con lo cual se define el diagnóstico en función del marco biológico de referencia. Se destaca que este tipo de especies presenta características biológicas que confieren alta variabilidad en su reclutamiento. En consecuencia, los PBRs podrían presentar potenciales cambios asociados a la producción de la especie. Adaptaciones de PBRs dinámicos que permitan rastrear la productividad del stock, ha venido ganando terreno en el manejo pesquero (Hilborn et al., 2020). En ese contexto, PBRs de naturaleza dinámica serían adecuados cuando se presentan transiciones o cambios de estado en las series de abundancia (Mohn & Chouinard, 2004; Wayte, 2013; Perälä & Kuparinen, 2015).

En ese contexto, se incorporó los PBRs como fuente de incertidumbre debido que se reconoce que las condiciones ambientales juegan un rol clave en explicar la variabilidad de la abundancia en este tipo de especies (Parada et al., 2013). Dicha condición actualmente no es considerada en la estimación de los PBRs ni en el estimador del stock. Como se explicó anteriormente, los PBRs no están sintonizados con la productividad imperante, aspecto que puede estar generando incertidumbre debido que actualmente se considera estacionariedad temporal y no existe condicionamiento a cambios de régimen productivo de las especies. Al menos desde el punto de vista ecosistémico, el marco de referencia de los actuales PBRs es adecuado para cubrir dicho ámbito. No obstante, al considerar que el reclutamiento esperado tienda a fluctuar aleatoriamente en torno del nivel promedio histórico, se puede establecer posibles inconsistencias, ya que los PBR objetivos y límites están condicionados a un esquema estático (Neira et al., 2022).

Literatura internacional: Casos y experiencias

Recientemente Siple et al. (2021), presentó consideraciones actualizadas para el desarrollo de Evaluación de Estrategias de Manejo en pequeños pelágicos, destaca en este trabajo la participación de investigadores con experiencia en la aplicación de MSE (*Management Strategy Evaluation*) en especies de pequeños pelágicos a nivel mundial, cubriendo diferentes tópicos con una revisión actualizada de trabajos específicos en estos métodos y especies.

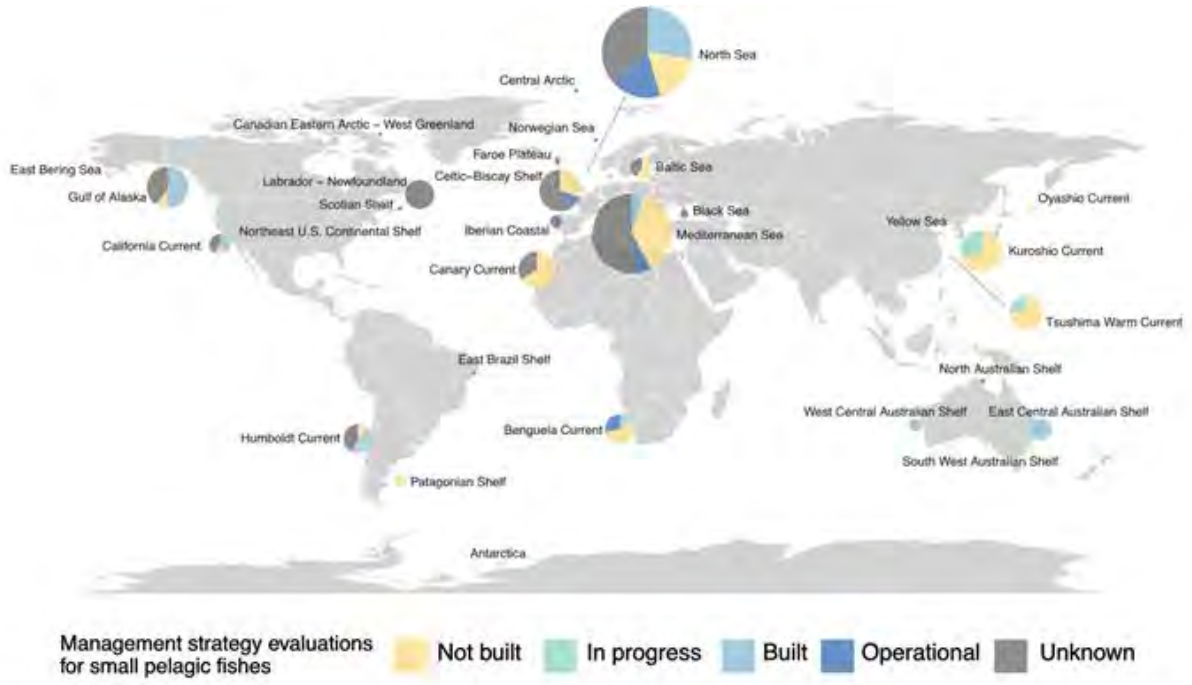


Figura 11. Locaciones de pesquerías de pequeños pelágicos a nivel mundial. El gráfico de torta indica el número de stock en cada ecosistema; los colores indican si la estrategia de manejo ha sido desarrollada para un stock, y si este es operacional al manejo: Not build (no construido)= un MSE que no ha sido construido para el stock; In progress (en progreso)= un MSE que está siendo recientemente construido, o ha sido construido pero no ha completado el proceso de revisión, o algún test para determinadas incertidumbres no ha sido cubierto en todo su rango; Built (construido)= un MSE ha sido construido y publicado; Unknow (desconocido)=este stock ha sido incluido en la base de datos RAM (https://www.ramlegacy.org/) o es conocida por investigadores pero se desconoce si ha sido construido algún MSE (Fuente: Extraída de Siple et al., 2021).

En relación con las consideraciones para el desarrollo de un MSE, la revisión de Siple et al. (2021) señala que existen MSE en varias zonas a nivel mundial, pero pocas se encuentran en uso y/o aplicación para el manejo de recursos pesqueros. Por lo tanto, para la gran mayoría de stock de pequeños pelágicos la existencia de MSE es desconocida o el MSE no está desarrollado, en una razón de 108 con respecto a los 153 stock conocidos globalmente. De hecho, hay 10 stock para los cuales MSE se encuentra en progreso. Los resultados de Simple et al. (2021) son por lo tanto una guía para el desarrollo de MSE y su consecuente operacionalización. De los MSE existentes (**Figura 11**), se destaca especialmente aquellos que son operacionales con 35 de 153 stock globalmente, donde 11 son operacionales en manejo, proporcionado ejemplos para la guía de futuras simulaciones en pesquerías de pequeños pelágicos.

Procesos ecológicos necesarios en la simulación de pesquerías de pequeños pelágicos. Varias fuentes de incertidumbre han sido identificadas particularmente importantes para considerar en

PPP (Pesquerías de Pequeños Pelágicos) dados sus únicos desafíos ecológicos y de manejo, enfocándose en tres tipos de incertidumbres ecológicas a considerar explícitamente en modelos operativos para PPP, a saber:

i. Variaciones temporales en tasa vital, tales como crecimiento, mortalidad o edad de madurez, especialmente como función de la abundancia del predador o denso dependencia;

ii. Patrones espaciales para predadores y presas, incluyendo migración, múltiples stock o stock mixto, diferencias espaciales en necesidades de predador y en la implementación de reglas de control; y

iii. Interacciones de especies entre PPP y entre PPP y sus predadores.

En relación con las fuentes de incertidumbres señaladas, hay consideraciones importantes en estas áreas pueden mejorar los MSE de dos maneras:

i. Crea un set de escenarios realistas para la evaluación del desempeño en la generación de dinámicas similares con aquellas observadas en el stock; y

ii. Caracterización adecuada de la incertidumbre para realizar test de robustez.

Adicionalmente fueron explorados errores de estimación en las evaluaciones y puntos de referencias biológicos del modelo de estimación, siendo estas fuentes relacionadas directamente con el proceso de estimación, siendo una de las fuentes mayormente analizadas e incluidas en estas evaluaciones.

a) Reclutamiento

Algunos ejemplos de existencia de MSE con consideraciones explicitas al reclutamiento se tienen para; i) arenque desovante Noruego con asignación aleatoria para 3 diferentes stock y modelos de reclutamiento (ICES, 2018); ii) sardina sudafricana, con estimaciones de relación stock recluta diferentes tanto para años de alta y baja productividad del stock (de Moor et al., 2011); iii) sardina del Pacífico en California con variaciones del reclutamiento basadas en controladores ambientales en la misma escala (Hurtado-Ferro & Punt, 2014); iv) varios stock con incorporación de controladores ambientales mecanicistas (Punt et al., 2014; Haltuch et al., 2019); v) sardina del Pacífico en California incorporando proyecciones de controladores ambientales explícitos en las

reglas de control (Tommasi et al., 2017); vi) sardina sudafricana y anchoveta en la bahía de Biscay con escenarios de bajos reclutamientos para test de robustez (de Moor et al., 2017; Sánchez et al., 2019); vii) varios stock con procesos de crecimiento, fecundidad, madurez a la edad (Siple et al., 2021); viii) varios stocks incorporando diferentes mortalidades y variaciones en la mortalidad para test de robustez (Punt et al., 2016b; Rademeyer et al., 2007; DFO, 2019); ix) varios stocks utilizando modelos multiespecíficos para estimación de mortalidad natural (ICES, 2020a,b).

b) Patrones espaciales

i) varios stocks con modelos espaciales diferenciados en capacidad de carga implícita preferiblemente que un modelo de reclutamiento diferenciado en un modelo espacialmente explícito (Siple et al., 2021); ii) sardina del Pacífico y anchoveta norte donde es apropiado, relacionar con modelos espaciales de tipo oceanográfico (Fiechter et al., 2014); iii) sardina del Pacífico y anchoveta norte con modelos espacialmente explícitos o estructura poblacional de predadores y presas utilizando un modelo ecosistémico MICE (Punt et al., 2016b); iv) sardina sudafricana con modelo espacial dinámico utilizando un proxy que puede imitar patrones espaciales, utilizando modelo MICE (Robinson et al., 2015; de Moor et al., 2017), v) sardina del Pacífico y anchoveta norte con modelos estructuralmente explícitos utilizando MICE (Punt, et al., 2016a,b); vi) sardina sudafricana distribuyendo stock en diferentes sub-áreas con mezcla basado en procesos espaciales paralelos (de Moor et al., 2017); vii) varios stocks incluyendo rangos plausibles para capturas históricas y futuras o jurisdicciones sin información (Siple et al., 2021).

c) Interacciones multiespecíficas

i) varios stocks incluyendo competencia con gremios de forrajeo (Siple et al., 2021); ii) varios stocks incluyendo relación predador-presa incluyendo diferentes valores plausibles para parámetros de respuesta funcional (Siple et al., 2021); iii) varios stocks incluyendo relación predador-presa utilizando meta-análisis o parametrización funcional de la relación para dar cuenta de la incertidumbre en la fuerza de la relación funcional (Siple et al., 2021); iv) arenque del atlántico; sardina del Pacífico y anchoveta del norte incorporando predadores de forma explícita en un modelo operacional utilizando un modelo MICE; v) varios stocks utilizando modelos ecosistémicos más complejos para la determinación de puntos de referencia satisfaciendo las necesidades del predador antes de ser testeados (Pikitch et al., 2012; Smith et al., 2011; SEDAR, 2020).

- **Dinámica espacio - temporal de la población y la pesquería**

El modelo conceptual de la dinámica espaciotemporal de la sardina común y la anchoveta en la zona centro sur de Chile ha sido estudiado por diversos investigadores, configurando el modelo en actual uso. Siguiendo a Cubillos et al. (2009) se ha observado que la abundancia de ambas especies al norte de la Isla Mocha se basa principalmente en reclutas, mientras que al sur de esta se sustenta en individuos adultos. La flota artesanal se concentra en la Región del Biobío, mientras que la flota industrial opera frente a Corral y Puerto Saavedra, así como alrededor de la Isla Mocha y otras áreas específicas. El modelo propuesto sugiere varias etapas en la dinámica de estas especies:

a. Las áreas al norte de la Isla Mocha funcionan como áreas de crianza, donde los reclutas crecen y se desarrollan entre julio y diciembre. Las corrientes costeras contribuyen a la migración hacia el norte.

b. En enero, los ejemplares han crecido y se distribuyen principalmente al norte del Golfo de Arauco y al sur de la Isla Mocha.

c. Entre abril y junio, los juveniles se convierten en pre-adultos, y los adultos se congregan para la reproducción.

d. Durante la transición invierno-primavera (julio-septiembre), la fracción adulta se desplaza hacia las áreas costeras para reproducirse.

e. Los juveniles que sobreviven en áreas protegidas cierran el ciclo de vida al final del primer año de vida, contribuyendo al desove en sus áreas de crianza.

f. Posteriormente, los individuos que han desovado por primera vez se mueven hacia el norte y el sur, y algunos pueden regresar a las áreas de desove durante la época de reproducción.

Cabe señalar que el modelo de evaluación de stock empleado para el manejo pesquero presenta una escala temporal anual que no parece ser la más adecuada para recursos de corta vida y con múltiples procesos biológicos ocurriendo en la escala intra anual como, por ejemplo, el rápido crecimiento, patrón y variabilidad del reclutamiento y reproducción y alta mortalidad. El presente modelo conceptual se basa en datos de cruceros acústicos, método de producción diaria de huevos, seguimiento biológico pesquero y modelos biofísicos.

Respecto de la modelación biofísica, las relaciones ambiente recurso se han establecido bajo la premisa que los ciclos biológicos de las especies explotadas se encuentran acoplados al ciclo anual del ambiente físico. En efecto, recientes investigaciones destacan el impacto de la variabilidad ambiental sobre los estados tempranos de anchoveta, determinando que su tasa de sobrevivencia se correlaciona con procesos de acoplamiento desove-advección, sugiriendo que las pérdidas por advección son un modulador crítico de la dinámica del reclutamiento (Castro et al., 2000; Soto-Mendoza et al., 2012; Parada et al., 2013). Vásquez et al. (2014) sugieren que durante períodos El Niño la retención costera es más alta producto de la disminución del estrés del viento a lo largo de la costa y transporte costa afuera. Por el contrario, durante eventos La Niña, la intensificación del viento a lo largo de la costa promueve un aumento en el transporte costa-afuera impactando negativamente la retención larval costera y su sobrevivencia lo que posteriormente afecta al reclutamiento.

6.1.3 Encuesta de opinión técnica

Los resultados de la aplicación de esta encuesta indicaron que, de 129 personas convocadas, 49 respondieron. La encuesta estuvo disponible para ser contestada por los usuarios convocados alrededor de un mes vía formulario de Google (desde el 17 de julio al 18 de agosto de 2023). De acuerdo con la **Figura 12**, se puede indicar que la mayor parte de los encuestados (60%) provienen del área de científica. Por otro lado, el 28% indicó ser usuario de la pesquería (se sumó el encuestado definido en bajo el área de Dirección) y un 4% además indicó ser miembro del comité de manejo de anchoveta y sardina común. El 15% de los encuestados estuvo representado por personas provenientes de la administración de estas pesquerías y 8 miembros del CCT-PP representaron el 17%. Cabe señalar que algunos de los encuestados se identificaron con más de un área indicada en el formulario. Se consigna que las respuestas emitidas por los consultados fueron anónimas y sólo se rescató las respuestas y el identificador de área de desempeño.

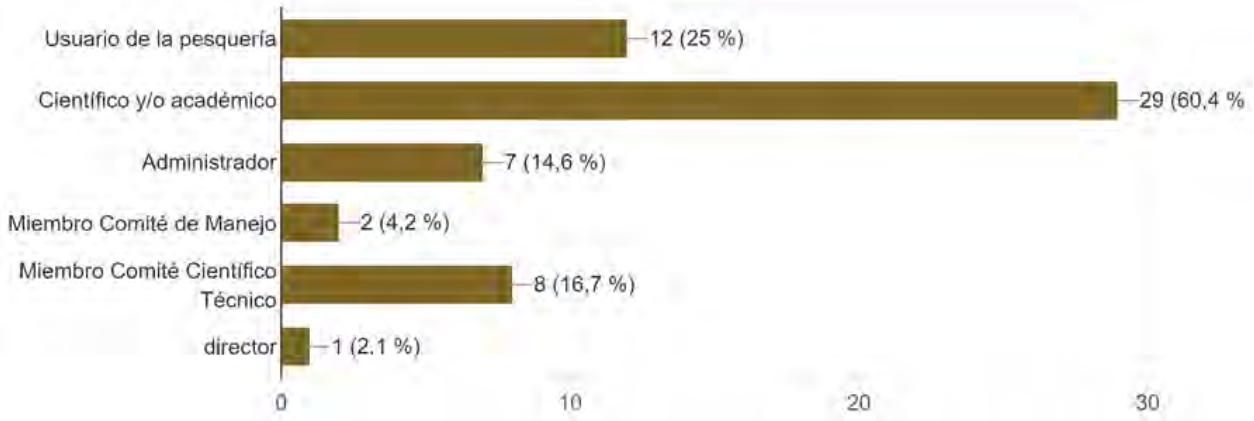
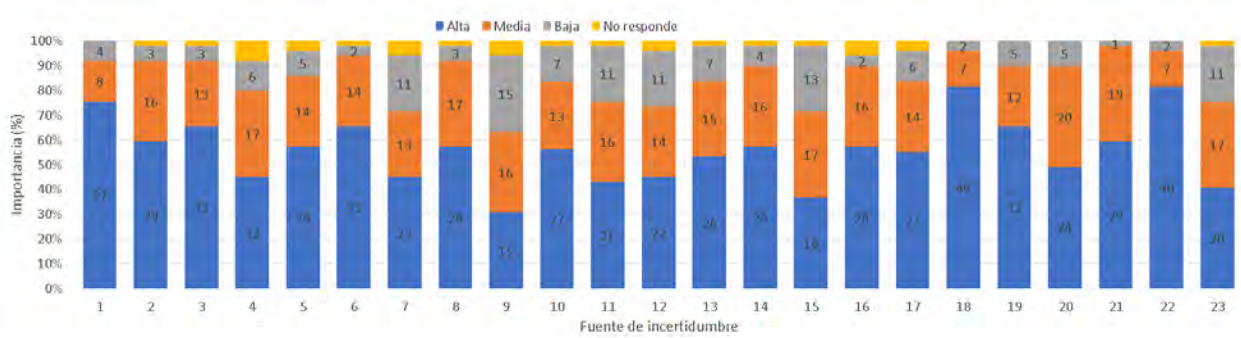


Figura 12. Área de desempeño y organizaciones a la cual pertenecen los encuestados.

La **Figura 13** presenta la información correspondiente a las respuestas de la encuesta, expresadas en frecuencias absolutas y relativas, que representan las percepciones de los encuestados, en relación con el orden de importancia (variable categórica ordinal) que le asignaron a cada fuente de incertidumbre. En términos comparativos más del 50% de los encuestados consideró que cerca de dos tercios (65%) de las fuentes de incertidumbre sondeadas (**Figura 14**), están en la categoría de "alta importancia", indicando con ello un alto grado de consenso.

Con el objetivo de apoyar el análisis de los resultados de la encuesta para ser presentados como insumo en el trabajo de priorización y consenso con los participantes del primer taller de fuentes de incertidumbre, se estableció un ranking con el criterio del 50% de votaciones. En este caso, la **Tabla 10**, representa las fuentes de incertidumbre donde más del 50% de los encuestados consideró que están en la categoría de "alta importancia", ordenadas de acuerdo con el número de opiniones, en niveles. Se puede observar la existencia de al menos 6 niveles de importancia, considerando la recurrencia en la cantidad de opiniones. De esta manera, se indica que el reclutamiento y las condiciones ambientales son considerados las fuentes de incertidumbre de "alta importancia" por el 82% de los encuestados. Posteriormente, se seleccionó el criterio de 65% de votaciones por foco de incertidumbre disminuyendo las opciones más votadas a 6. Entre ellas se encuentra los reclutamientos con 40 elecciones, condiciones ambientales (40), cruceros acústicos (37), composición de tallas (32), los puntos biológicos de referencia (32) y disponibilidad del recurso en la zona (32) (**Tabla 11**).



N°	Fuente de incertidumbre
1	[Cruceros acústicos]
2	[Composición de edades]
3	[Composición de tallas]
4	[Datos incompletos en el modelo]
5	[Cuota de captura / CBA]
6	[Puntos Biológicos de Referencia]
7	[Remanentes (saldo de pesca asignados de un año a otro)]
8	[Procedimiento de cálculo de la CBA]
9	[Retraso en los decretos de cuotas]
10	[Período y extensión de vedas]
11	[Imputación conjunta de pesca]

N°	Fuente de incertidumbre
13	[Interacción entre las especies]
14	[Cuotas mono-específica en pesquería mixta]
15	[Regionalización en la asignación de cuotas]
16	[Modelo de evaluación de stock]
17	[Ponderación de los datos]
18	[Reclutamientos]
19	[Disponibilidad del recurso en la zona]
20	[Descarte, subreporte, pesca ilegal, otros]
21	[Parámetros biológicos de las especies]
22	[Condiciones ambientales]
23	[Relevancia trófica]

Figura 13. Percepción de los encuestados, respecto de la importancia (% en términos relativos) de cada una de las 23 fuentes de incertidumbre consultadas.

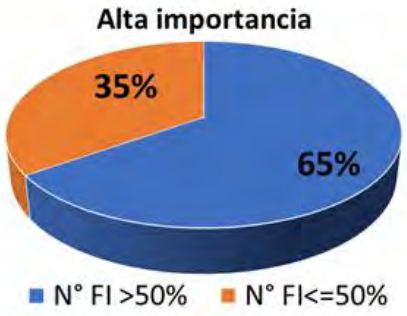


Figura 14. Percepción de los encuestados, respecto de la importancia (% en términos relativos) de cada una de las 23 fuentes de incertidumbre consultadas.

Tabla 10. Ranking de fuentes de incertidumbre que obtuvieron una mayor recurrencia (sobre el 50% de los encuestados) en la categoría alta importancia, ordenadas en relación con el número de opiniones.

N°	Fuente de incertidumbre	N° Opiniones
1	[Reclutamientos]	40
	[Condiciones ambientales]	40
2	[Cruceros acústicos]	37
3	[Composición de tallas]	32
	[Puntos Biológicos de Referencia]	32
	[Disponibilidad del recurso en la zona]	32
4	[Composición de edades]	29
	[Parámetros biológicos de las especies]	29
5	[Cuota de captura/CBA]	28
	[Procedimiento de cálculo de la CBA]	28
	[Cuotas monoespecífica en pesquería mixta]	28
	[Modelo de evaluación de stock]	28
6	[Período y extensión de vedas]	27
	[Ponderación de los datos]	27

Tabla 11. Ranking de fuentes de incertidumbre que obtuvieron una mayor recurrencia (sobre el 65% de los encuestados) en la categoría alta importancia, ordenadas en relación con el número de opiniones.

N°	Ranking	Fuente de incertidumbre	N° Opiniones
1	1	Reclutamientos	40
2		Condiciones ambientales	40
3	2	Cruceros acústicos	37
4	3	Composición de tallas	32
5		Puntos Biológicos de Referencia	32
6		Disponibilidad del recurso en la zona	32

Dentro de la consulta y elección de los principales focos de incertidumbre, el instrumento también incluyó la consulta respecto de otras fuentes que puedan ser detectadas por cada encuestado. Dentro de estas respuestas destacan focos de incertidumbre en un amplio margen de consideraciones de posibles factores determinantes en la gestión de pesquerías de pelágicos pequeños. Las fuentes alternativas indicadas por los encuestados fueron:

- Institucionalidad pesquera
- Presencia de lobos marinos (mortalidad por depredadores)
- Las unidades de stock
- Incluir datos económicos (volatilidad de precios y rentabilidad)
- Cambio climático
- Vinculación de aspectos políticos e hiper-regla
- Factores socioeconómicos
- Planes de manejo débiles e inexistentes
- Los pescadores no son incluidos en la toma de decisión y aspectos relevantes
- Reglas de control de captura
- Degradación del ecosistema y contaminación
- Consideraciones ecosistémicas (trama trófica)
- La estructura de las instituciones encargadas del manejo
- Rendimiento máximo económico (RME)
- Disminución progresiva interanual del presupuesto asociado a investigación
- Captura de naves menores a 12 mts., de eslora
- Captura dentro de la primera milla náutica

6.1.4 Primer taller de trabajo: Fuentes de incertidumbre

El primer taller de trabajo se realizó el martes 29 de agosto de 2023 en dependencias del Hotel Diego de Almagro, ciudad de Valparaíso, desde las 09:00 a las 13:30 hrs. La actividad tuvo la participación de científicos, académicos, pescadores, Comité Científico Técnico Pesquerías de Pequeños Pelágicos (CCT-PP), investigadores del Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) y profesionales de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SSPA) (**Figura 15, Anexo 2)**.

La recepción e introducción del taller estuvo a cargo del jefe de proyecto, Dr. Cristian Canales, quien presentó el equipo de trabajo, los alcances del proyecto y las generalidades del primer objetivo, en el cual se enmarca el taller inicial. Se presentaron los diferentes objetivos y el enfoque metodológico del proyecto puntualizando sobre la conceptualización e importancia de las fuentes de incertidumbre a priorizar para el desarrollo de modelo operativo y su implementación.

La presentación de los resultados de la encuesta de percepción fue realizada por el investigador del proyecto Sr. Marcos Arteaga, quien explicó el método de diseño de la encuesta (basada en los resultados del proyecto FIPA 2018-49, revisión bibliográfica y el juicio experto del equipo del proyecto) y los criterios para el análisis de resultados (punto 6.1.3). Posteriormente, se procedió a dar las instrucciones de la dinámica grupal donde se solicitó jerarquizar las fuentes de incertidumbre y consensuar la priorización realizada en la encuesta de opinión técnica.

Figura 15. Material fotográfico de los asistentes al taller: Fuentes de incertidumbre. Valparaíso 29 de agosto de 2023.

El desarrollo de la actividad permitió discutir y consensuar los siguientes aspectos:

- El reclutamiento y las condiciones ambientales se erigen como factores preeminentes en lo que respecta a las preferencias y desafíos en el contexto de las pesquerías de pequeños pelágicos. Su variabilidad, por ende, constituye la principal fuente de incertidumbre. Un caso ilustrativo en el ámbito de la gestión sostenible de la explotación pesquera se enfoca en la anchoveta peruana. El jefe de proyecto destacó que, en este caso en particular, la estrategia se basa en la reserva de una biomasa residual de la población, sustentada en consideraciones de tipo ecosistémico. En comparación con Chile, el Enfoque de Rendimiento de Captura Biológica en consistencia con los PBR comparte una consideración similar en cuanto al valor de referencia, pero en Perú, la biomasa se expresa de manera explícita en términos de valor absoluto.

- En lo que concierne al esfuerzo de pesca, se ha contemplado la generación de variables en un contexto ecosistémico, incluyendo aspectos como los niveles de emisión de CO_2 a la atmósfera y la incorporación de indicadores bioeconómicos. Además, se dispone de una flota estándar, y es necesario considerar algunos valores de costos. Es fundamental tener presente que el desempeño de la regla de control puede ser considerablemente influenciado por las fluctuaciones en el reclutamiento.

- En las discusiones de grupo, surgió la interrogante acerca de cómo utilizar las fuentes de incertidumbre identificadas y/o priorizadas. Al respecto, se reconoce dos enfoques generales: uno implica la adaptación de un modelo operativo específico, mientras que el otro consiste en la implementación de diversos modelos operativos que pueden ser evaluados para determinar la eficacia de las reglas de control mediante el análisis de su desempeño. El enfoque participativo se revela como esencial, ya que los analistas pueden presentar sesgos en su enfoque y comprensión de la incertidumbre. Esto permite evaluar de manera efectiva cómo incorporar estas fuentes de incertidumbre.

- Se destacó la importancia de establecer objetivos de manejo para definir las métricas que enriquecerán la perspectiva de manejo de las pesquerías. A nivel global, los objetivos de manejo tradicionales buscan preservar ciertos niveles de biomasa y asegurar que la explotación se mantenga a niveles sostenibles, avanzando hacia el Rendimiento Máximo Sostenible. El marco de simulación se utiliza como herramienta para determinar si estamos en la senda correcta para alcanzar el objetivo de manejo y si la regla de control es robusta. En otras palabras, se evalúa si el proceso de manejo es eficaz y si nos acerca al objetivo deseado, lo que nos permite identificar cuál regla funciona mejor dentro del sistema analizado.

- Es crucial señalar que algunas fuentes de incertidumbre están altamente correlacionadas entre sí. En este contexto, se propone eliminar las fuentes relacionadas con parámetros biológicos y las composiciones de edad y tallas que están fuera del rango. También se excluyen los PBR y la ponderación de datos, ya que se consideran métricas. Sin embargo, algunos participantes mantienen una perspectiva diferente y consideran que el modelo en sí mismo es una fuente de incertidumbre, ya que estima abundancias y biomasas, lo que puede tener un efecto significativo en las decisiones y en la gestión de las pesquerías.

- En relación con el modelo, se plantea que su diseño desempeña un papel crucial y que, si se conoce su sesgo, se podría reducir en gran medida la incertidumbre asociada a él. En resumen, se determina que el modelo debe ser considerado como una fuente importante de incertidumbre. También se sugiere que existen incertidumbres más fundamentales que otras y que algunas fuentes de incertidumbre abarcan a otras.

- En lo que respecta a los datos, se argumenta que no deben considerarse como fuentes de incertidumbre, dado que responden a un diseño y que la incertidumbre se deriva del error de observación incluido en la modelación, dependiendo del método utilizado por el modelo. Se plantea la posibilidad de implementar diferentes modelos con distintos niveles de complejidad o la utilización de diversas fuentes de información, como tallas versus edades, lo que podría llevar a cambios en la estrategia o el diseño de toma y análisis de muestras, con consecuencias en las salidas del modelo y en las decisiones.

- En cuanto a la CBA, se descarta debido a su anidación con el procedimiento de cálculo de la CBA. En lo que respecta a los PBR, se eliminan del análisis porque provienen de una fuente métrica asociada al modelo de evaluación. También se descartan los retrasos de los decretos de cuota y las asignaciones regionalizadas, ya que se consideran métricas. La relevancia trófica se excluye al considerar que el enfoque de manejo es monoespecífico y que los PBR ya han incorporado consideraciones ecosistémicas. En relación con la imputación conjunta de cuotas, se sugiere que dependerá de la disponibilidad y de los porcentajes de captura de cada especie. El problema radica más en el sistema de manejo propuesto, que no está diseñado para abordar la pesca mixta cuando hay dos especies presentes. Por lo tanto, se propone explorar la implementación y el uso de un enfoque de gestión multi-específica cuando la naturaleza de la pesquería no es monoespecífica. Otra fuente de incertidumbre que no figura en la lista es la pesca ilegal.

Representación de las fuentes de incertidumbre priorizadas

Se establecieron tres niveles relacionados con la identificación y selección de fuentes de incertidumbre de mayor impacto en el manejo de las pesquerías. El primer nivel corresponde a la propuesta del equipo del proyecto, quienes definieron 23 tópicos de incertidumbre, basados en los resultados del proyecto FIPA 2018-49 y en la revisión de la literatura nacional e internacional. El segundo nivel, mediante una encuesta de opinión, se seleccionaron 6 fuentes de incertidumbre de entre los 23 tópicos propuestos. La selección final de las fuentes se realizó en un tercer nivel de priorización, mediante consenso entre las partes consultadas e interesadas, en un taller presencial sobre fuentes de incertidumbre (**Figura 16**). Este nivel permitió definir 7 fuentes de incertidumbre, destacándose aquellas asociadas al reclutamiento y la condicionante ambiental. Además, se incluyen las fuentes exigidas por las bases del proyecto: imputación conjunta, hiper regla, régimen operacional dentro del año y la pesquería mixta.

Figura 16. Niveles de selección y priorización de fuentes de incertidumbre. Nivel 1 indica la selección y propuesta inicial del equipo de trabajo. Nivel 2 número de fuentes filtradas a partir de resultados de la encuesta. El nivel 3 se refiere a la priorización de fuentes desde el taller presencial.

Ejes de incertidumbre y fuentes de variabilidad a considerar en Modelos Operativos

A partir de la priorización obtenida se distinguen aquellas fuentes que corresponden a los ejes de la incertidumbre estructural que definen los MO, y otras que corresponden a fuentes de variabilidad (**Tabla 12**). La primera de ellas se refiere a escenarios de la naturaleza extremos que podrían desarrollarse potencialmente en forma repentina, y la segunda, a componentes de variabilidad del sistema cuya naturaleza estocástica puede ser representada por medio de distribuciones de probabilidad.

Tabla 12. Fuentes de incertidumbre y variabilidad del sistema pelágico sardina-anchoveta, características y orientaciones para su consideración en modelos operativos.

Priorización	Fuente/variable	Característica	Incorporación en MO
1	Reclutamiento	• Fuente de incertidumbre relacionada con cambios de escala decadales o cambios de régimen. • Fuente de variabilidad en los cambios interanuales.	Cambios abruptos en la escala del reclutamiento promedio. Variaciones interanuales de los reclutamientos basadas en el patrón histórico.
2	Condicionante ambiental	• Fuente de incertidumbre relacionada con cambios de escala decadal o cambios de régimen del reclutamiento, y como forzante de los cambios en rasgos biológicos.	Idem 1 (Reclutamiento). Cambios abruptos en el crecimiento y madurez sexual.
3	Pesquería mixta	• Fuente de variabilidad en los cambios interanuales de los desembarques.	Relacionada con la imputación conjunta y el error de implementación (7).
4	Modelo de evaluación	• Fuente de variabilidad en las estimaciones poblacionales y parámetros de selectividad.	Como error estocástico en la estimación de la biomasa poblacional y réplicas aleatorias de la curva de selectividad.
5	Hiper-regla	• Fuente de variabilidad en las trayectorias de las capturas.	Como procedimiento de manejo base y alternativo.
6	Operación intra-anual	• Fuente de variabilidad en las CBA y las capturas.	Relacionada con la imputación conjunta (7) y el uso de la hiper-regla (5).
7	Imputación conjunta	• Fuente de variabilidad en las trayectorias de las capturas y en el esfuerzo de pesca.	Como error estocástico con sesgo positivo en las capturas (error de implementación).

6.2. Objetivo específico 2: Desarrollar modelo(s) operativo(s) alternativo(s) que incorpore(n) las principales fuentes de incertidumbre asociadas a la evaluación de stock de sardina común y anchoveta, considerando también escala intra-anual.

6.2.1 Implementación

El/los Modelos Operativos (MO) fueron codificado en forma estructurada en ambiente Rsudio. El modelo se compone por un módulo/programa principal "MSEmonomix" (**Tabla 13**) el cual carga las funciones y librerías a ser empleadas y desarrolla en tres ciclos anidados; las réplicas de simulación (n=250), los modelos operativos (n=4) y los de procedimientos de manejo (n=14). Luego de cada MO y PM, los archivos ".rds" son almacenados conteniendo todas las variables generadas, siendo las más relevantes las matrices replica-año de la biomasa, mortalidad por pesca y capturas. Los MO están determinados por multiplicadores que son aplicados a los escalares R0, Loo y k. Los códigos del MO y sus funciones se entregan en **Anexo 3**.

6.2.2 Modelo del proceso biológico pesquero

El MO simula el desempeño de la pesquería y la dinámica de los recursos. Para todos los efectos la dinámica poblacional y crecimiento individual ocurre en escala trimestral y en tallas. La cuota anual de captura se fracciona trimestralmente en base a la historia de los desembarques de cada recurso (**Figura 17**). La biomasa adulta es estimada/emulada luego de cada crucero y conforme el procedimiento de manejo empleado, se actualiza la cuota de captura anual la cual se fracciona trimestralmente. Para todos los efectos, el tercer trimestre coincide con el inicio del año biológico y con el desove (estimación de la biomasa reproductiva). Luego de cada actualización de cuota se calcula la mortalidad por pesca trimestral. En el cuarto trimestre se actualiza la información y la biomasa adulta es estimada nuevamente, con el fin de establecer el diagnóstico y servir de base para la proyección/estimación de cuota de captura biológica precautoria de la siguiente temporada anual. Independientemente del procedimiento de manejo, la pesquería se supone operando bajo una "pesquería mixta" sujeta a imputación conjunta, en la cual la cuota de captura anual total corresponde a la suma de cuotas de capturas calculadas mono-específicamente. La imputación conjunta permite que las cuotas mono-específicas del recurso "ya completado" puedan ser excedidas en tanto existan fracciones de cuotas sin capturar del recurso "aún disponible". En este sentido, para todos los efectos la cuota total tiene la tendencia de completarse por el recurso históricamente más disponible como es el caso de la sardina común, la que en promedio representa el 67% de los desembarques históricos (**Figura 18**).

Tabla 13. Script principal para ejecutar MSEmonomix de las pesquerías de anchoveta y sardina común de la zona centro sur.

```
rm(list=ls())

source('read.admb.R')
source('read.admbFit.R')
library(MVN)
library(matrixcalc)
library(MASS)
# conjunto de funciones varias------------------
source("funciones.r")


nrep=250
# simulaciones
years <- 15
# Set the number of years
opR=4 # Tipo de reclutamiento futuro
#1: random
#2: ciclicos
#3: correlacionados
#4: boostrap

h=1.0 #steepness
# parámetros de acondicionamiento del modelo operativo------------------

source("condiciona.r")

for (mo in 1:4) { #loop 4 modelos operativos

  if(mo==1){factorR=1.0;factorG=1.0}
  if(mo==2){factorR=0.5;factorG=1.0}
  if(mo==3){factorR=1.0;factorG=0.8}
  if(mo==4){factorR=0.5;factorG=0.8}

      for (op in 0:13) { # loop de PM

        source("controles.r")
      # Initialize other variables------------------
        source("dimensiona.r")
      # Modelo de la dinámica
        source("MO9.r")
        save.image(file =
paste("MO_",mo,"Regla_",op,"_",name,".RData",sep=""))

      } # cierra ciclo PM

} #cierra ciclo MO
```

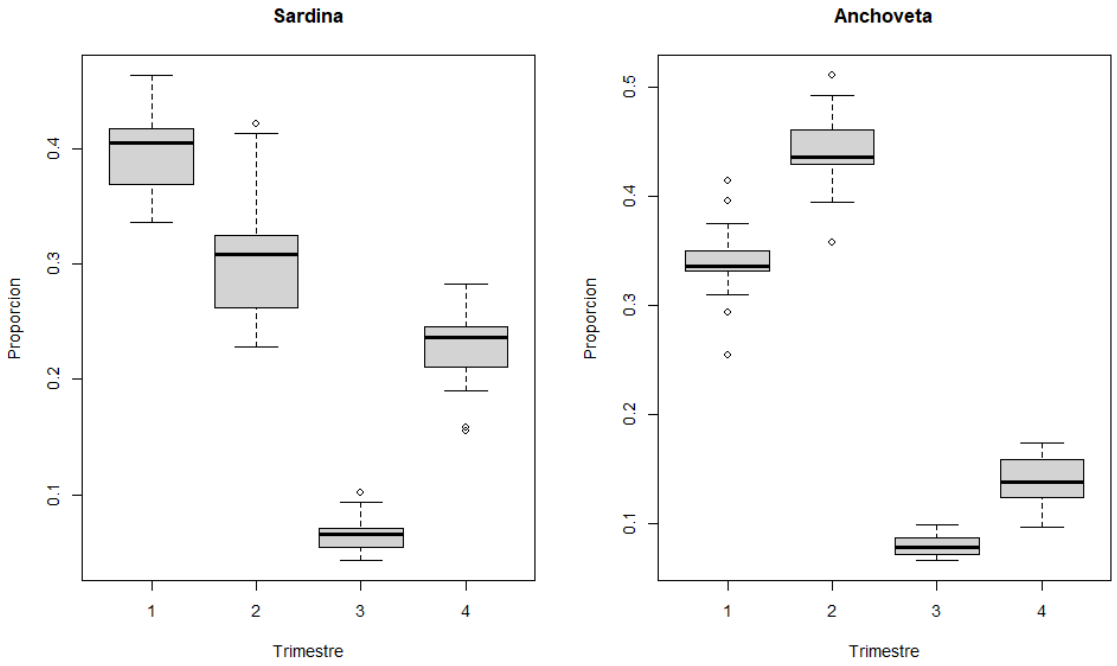


Figura 17. Proporción de las capturas trimestrales históricas de sardina común y anchoveta de la zona centro sur.

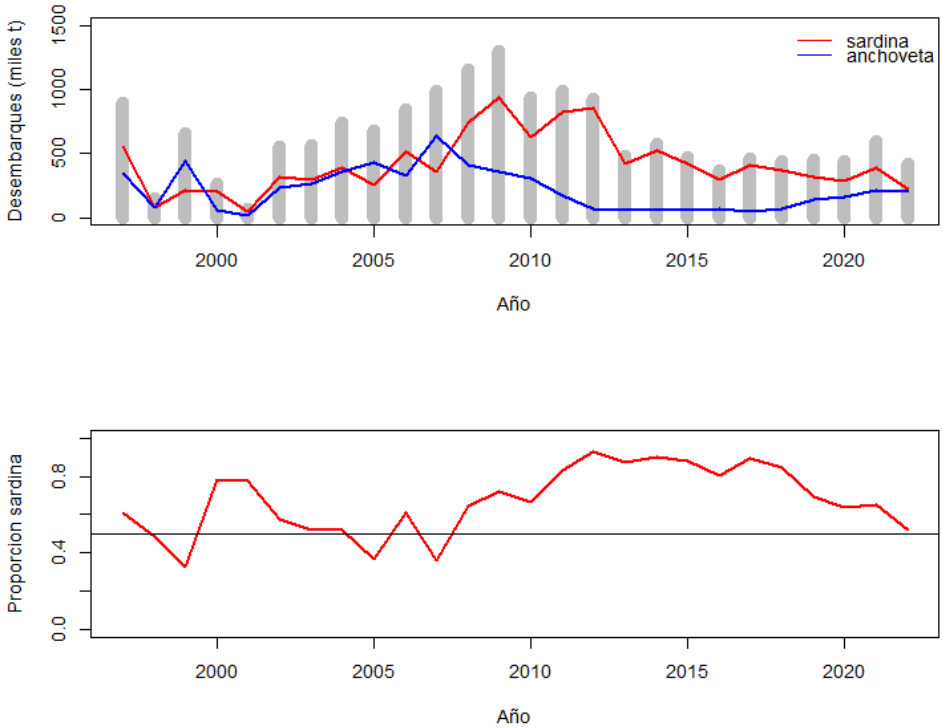


Figura 18. Desembarques (miles t) anuales (año biológico) de sardina común y anchoveta de la zona centro sur. Proporción de sardina común en los desembarques.

6.2.3 Acondicionamiento del Modelo Operativo (MO)

El MO (ver **Anexo 3**) fue acondicionado para reproducir la información disponible compuesta por los desembarques, las composiciones de tallas de capturas y cruceros, las estimaciones de biomasa de cruceros (RECLAS y PELACES), así como las estimaciones de biomasa desovante estimadas por el modelo de evaluación de stock MAE empleada por IFOP (Zúñiga et al., 2022). La biomasa estimada por MAE fue supuesta similar al valor que se obtendría en el tercer trimestre de cada año, y fueron consideradas como "datos" en el acondicionamiento del MO. De esta forma se aseguró que tanto la escala de los reclutamientos como de la biomasa poblacional fueran similares en el espacio del modelo MAE. El resultado de este procedimiento para ambas especies se resume entre la **Figura 19** y **Figura 20**.

Si bien el acondicionamiento no representa una evaluación de stock *per se*, en este procedimiento destaca el nivel del ajuste del modelo a los índices de abundancia y la biomasa desovante, y en menor grado a las composiciones de tallas empleadas principalmente para dar cuenta del patrón de explotación general. Si bien en el acondicionamiento del MO se supuso selectividad invariante en el tiempo, en las simulaciones del MO se incluyeron muestras aleatorias a partir de la matriz de varianza-covarianza de los parámetros. De este proceso se destaca la estacionalidad del reclutamiento con un máximo en el 1er trimestre para anchoveta y un período más extendido para la sardina entre el 4to y 1er trimestre de cada año (**Figura 23** y **Figura 24**).

6.2.4 Fuentes de variabilidad e incertidumbre

a) Reclutamientos anuales-trimestrales

Con el fin de reproducir tanto la escala como las oscilaciones del reclutamiento, se consideraron remuestreos no-paramétrico (boostrap) de las desviaciones anuales históricas estimadas durante el acondicionamiento del MO. De esta forma, el reclutamiento trimestral por año estuvo compuesto por el producto entre el valor anual esperado (R0), y el valor de la función exponencial cuyo argumento es la suma entre un valor remuestreado de la anomalía anual histórica y efecto estacional empleado como efecto fijo. Algunos ejemplos de estas simulaciones se muestran en la **Figura 25**. En el modelo se supone que la ciclicidad/alternancia de sardina común-anchoveta es parte de la aleatoriedad y entonces fue repetida varias veces en el futuro simulado.

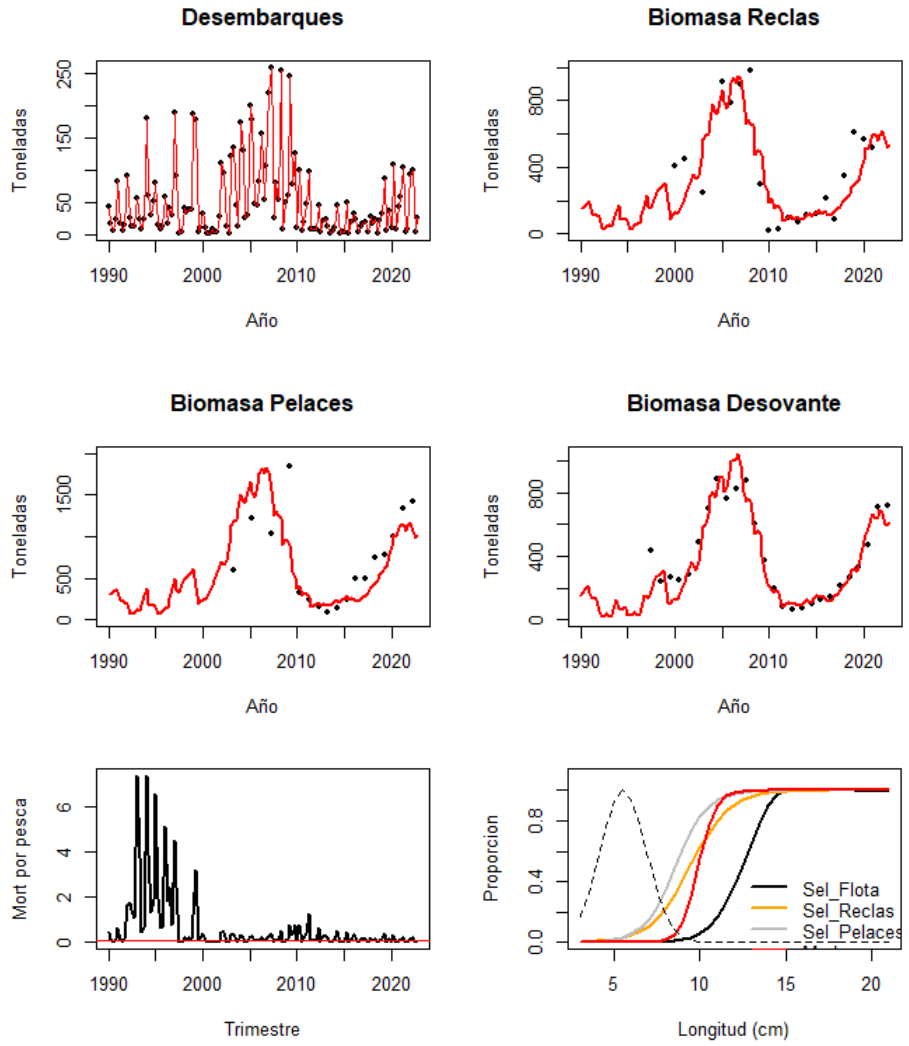


Figura 19. Ajuste/acondicionamiento del modelo operativo trimestral a la información de desembarques, cruceros y biomasa desovante estimada en MAE en anchoveta. Se proporciona la variabilidad trimestral de la mortalidad por pesca y las curvas de selectividad y madurez sexual (línea roja).

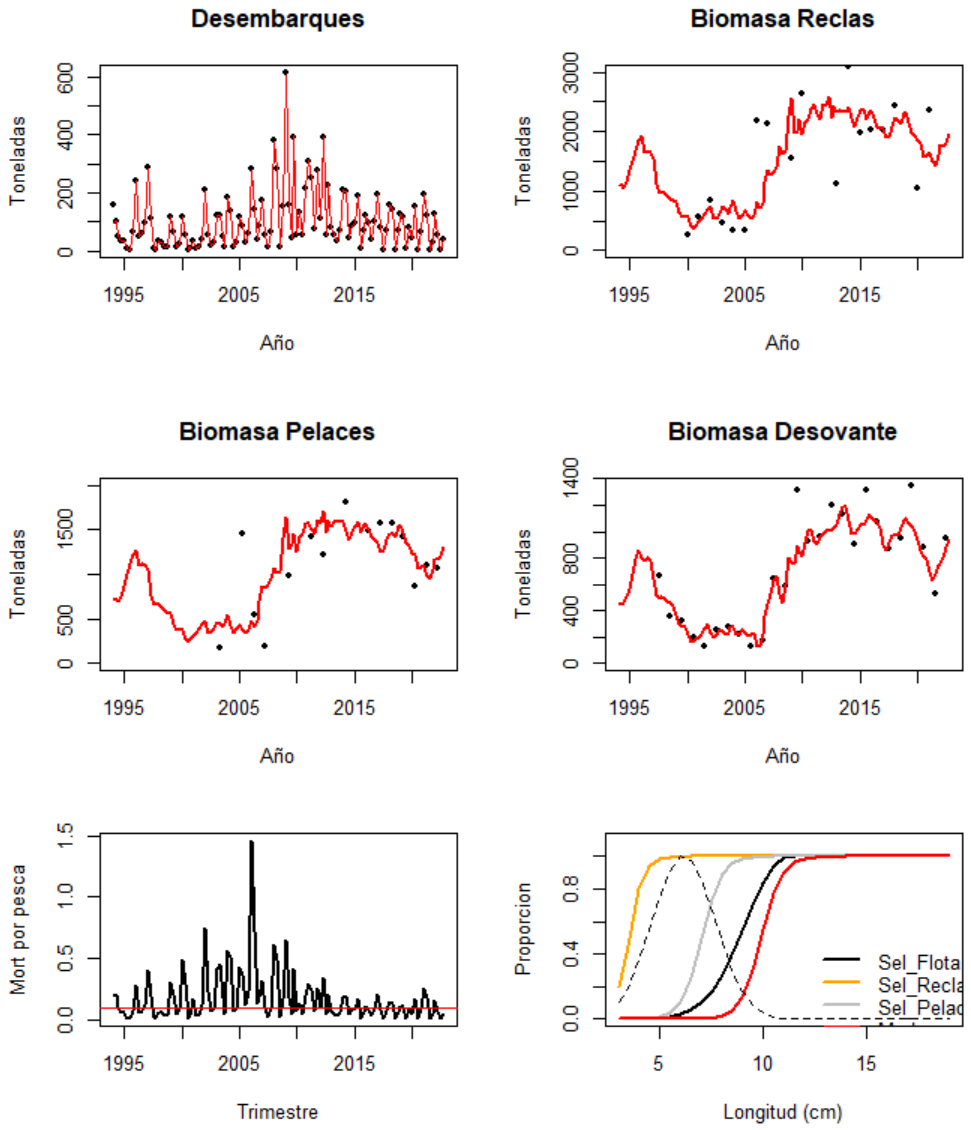


Figura 20. Ajuste/acondicionamiento del modelo operativo trimestral a la información de desembarques, cruceros y biomasa desovante estimada en MAE en sardina común. Se proporciona la variabilidad trimestral de la mortalidad por pesca y las curvas de selectividad y madurez sexual (línea roja).

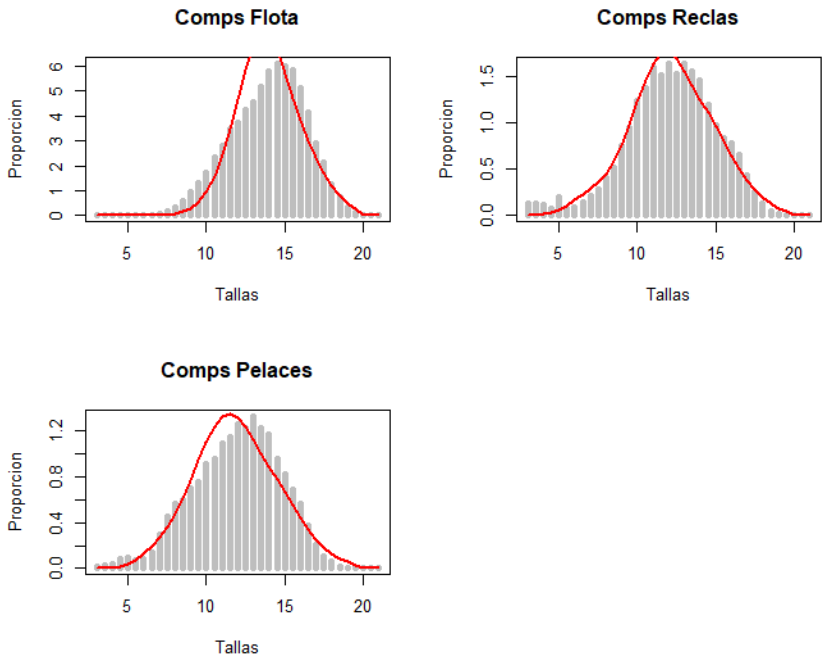


Figura 21. Composiciones de tallas totales ajustadas en el acondicionamiento del modelo operativo trimestral de anchoveta.

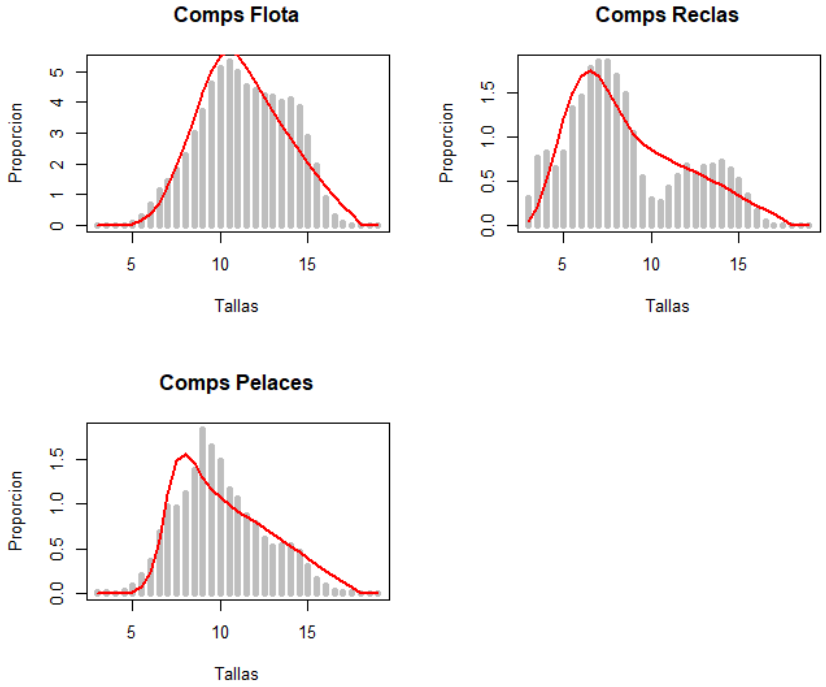


Figura 22. Composiciones de tallas totales ajustadas en el acondicionamiento del modelo operativo trimestral de sardina común.

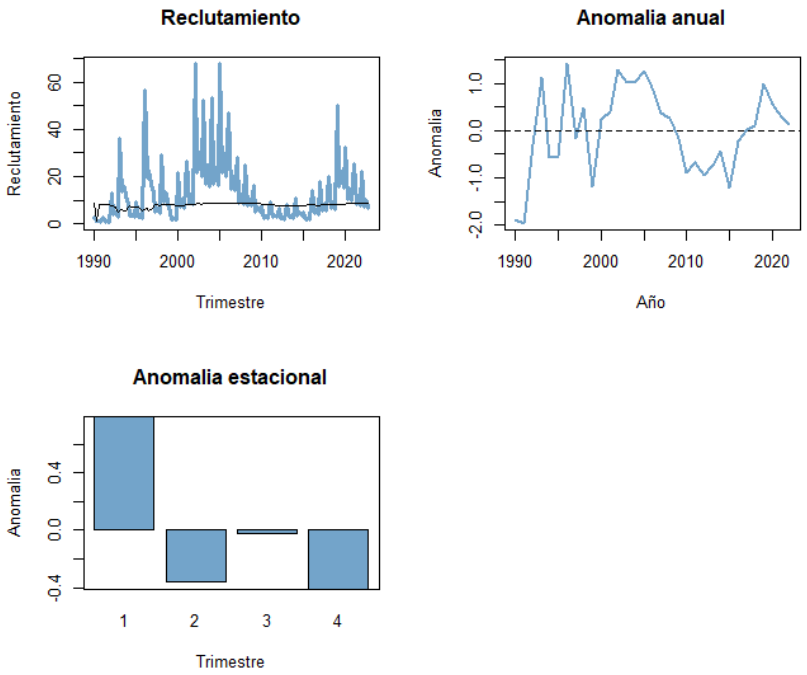


Figura 23. Reclutamiento trimestral-anual y su descomposición en anomalías anuales y estacionales del modelo operativo de anchoveta.

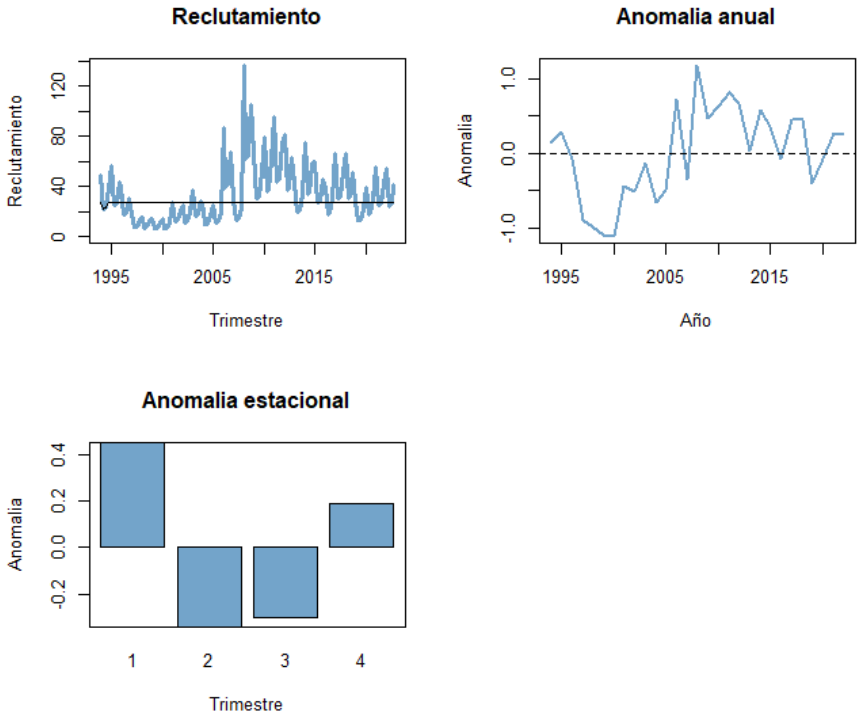


Figura 24. Reclutamiento trimestral-anual y su descomposición en anomalías anuales y estacionales del modelo operativo de sardina común.

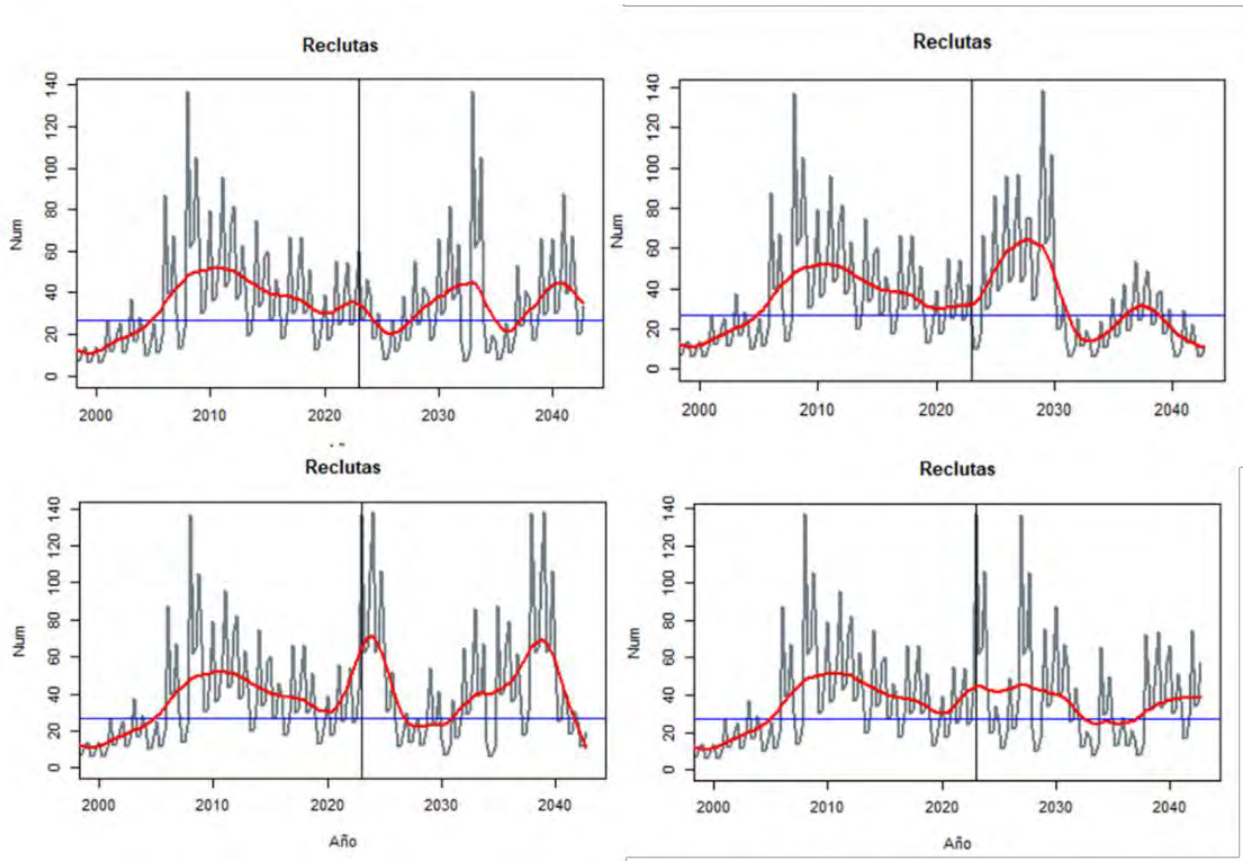


Figura 25. Ejemplo de simulación/proyección de reclutamientos con remuestreo boostrap (ejemplo caso anchoveta). La línea roja representa tendencias.

b) Selectividad, distribución de tallas de los reclutamientos y capturabilidad

Los patrones de selectividad de la flota y la distribución de tallas del reclutamiento fueron simulados por medio de Montecarlo suponiendo una distribución normal multivariada cuyas variaciones trimestrales consideraron la matriz de correlación de sus parámetros (**Figura 26**), mientras que los coeficientes de capturabilidad de los cruceros fueron sujeto de error de proceso/observación solo en el momento de su realización (**Figura 27** y **Figura 28**).

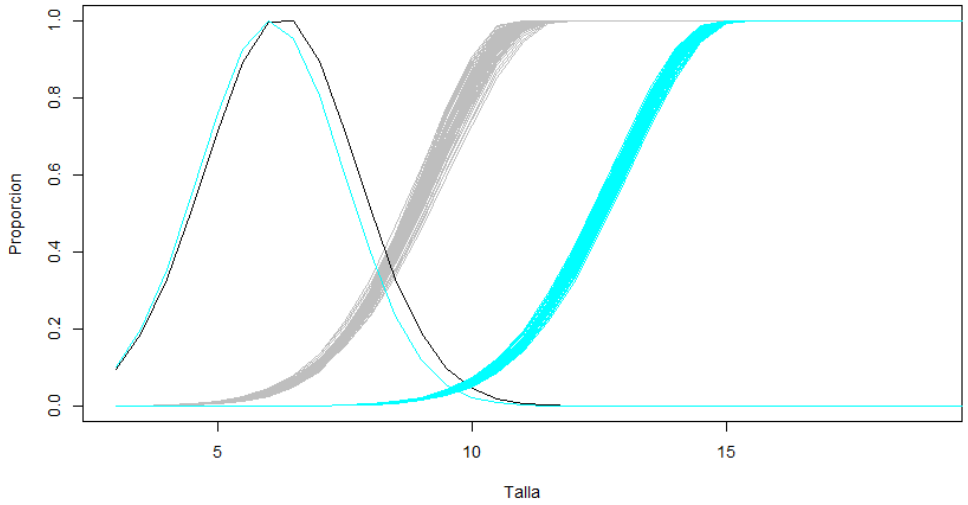


Figura 26. Patrón de reclutamiento y variabilidad de la selectividad de sardina común (gris) y anchoveta (celeste).

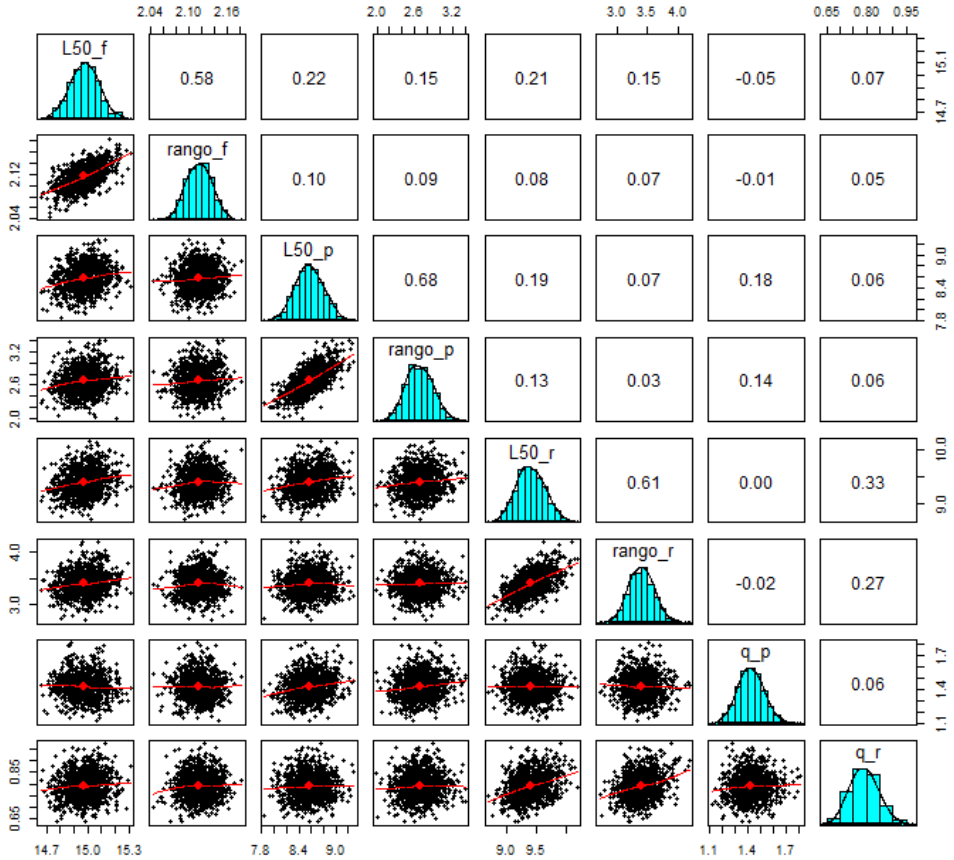


Figura 27. Matriz de correlación de parámetros obtenido del acondicionamiento del MO anchoveta.

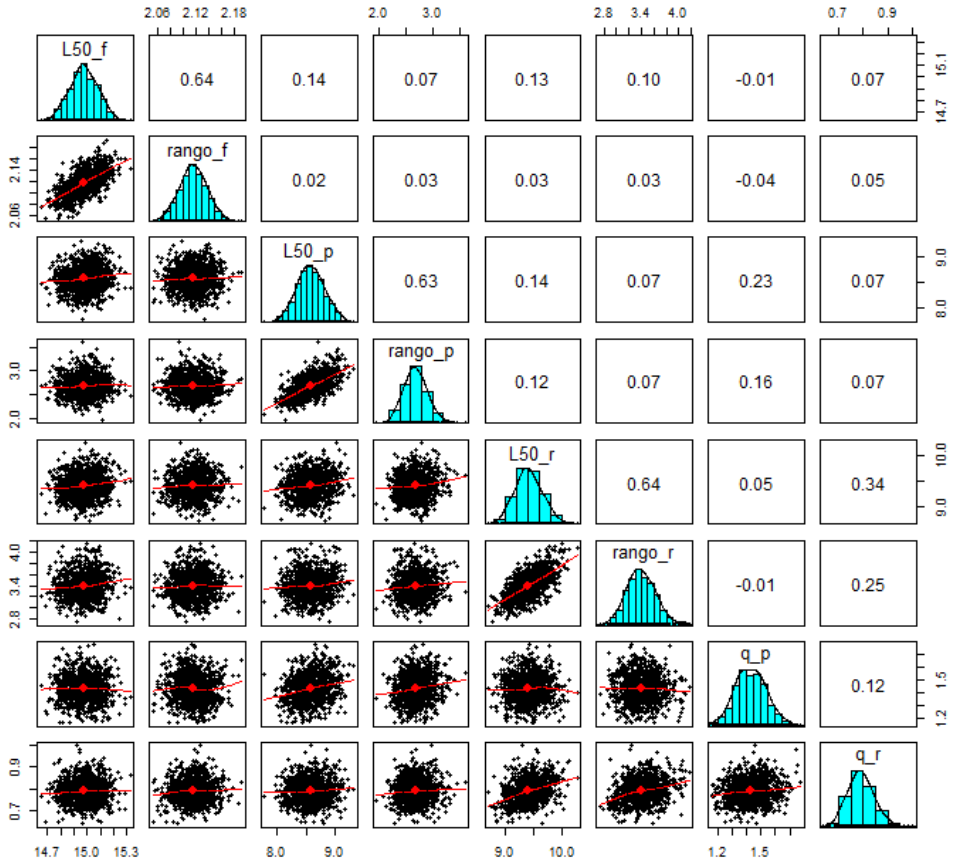


Figura 28. Matriz de correlación de parámetros obtenido del acondicionamiento del MO sardina común.

c) Errores de estimación

La biomasa total y desovante anual fueron estimadas a partir de las respectivas biomasas simuladas a comienzos del segundo y tercer trimestre del año base calendario. Esto se debe a la consideración de "año biológico" empleado en el actual modelo MAE. Un modelo de regresión lineal fue empleado como "estimador" emulando al modelo MAE a partir de las simulaciones del MO. Los coeficientes de correlación más bajos fueron del 94% en el caso de la biomasa desovante y 88% en el caso de la biomasa total (**Figura 29**). Los coeficientes de variación para la estimación de la biomasa total fue 0.28 y 0.23 en anchoveta y sardina, respectivamente, y del 0.32 y 0.20 para la biomasa desovante en anchoveta y sardina. En términos del error de estimación en escala relativa, lo anterior significa máximos del 26% en la estimación de la biomasa total y 30% en la estimación de la biomasa desovante. Otro de los aspectos relacionados corresponde al error de estimación de la CBA post crucero (**Figura 30**) y el uso de la hiper-regla cuyo criterio impide reducir la CBA inicialmente establecida y considerada en los 14 PM evaluados. Un ejemplo de esto último se reporta en **Figura 31** y **Figura 32**.

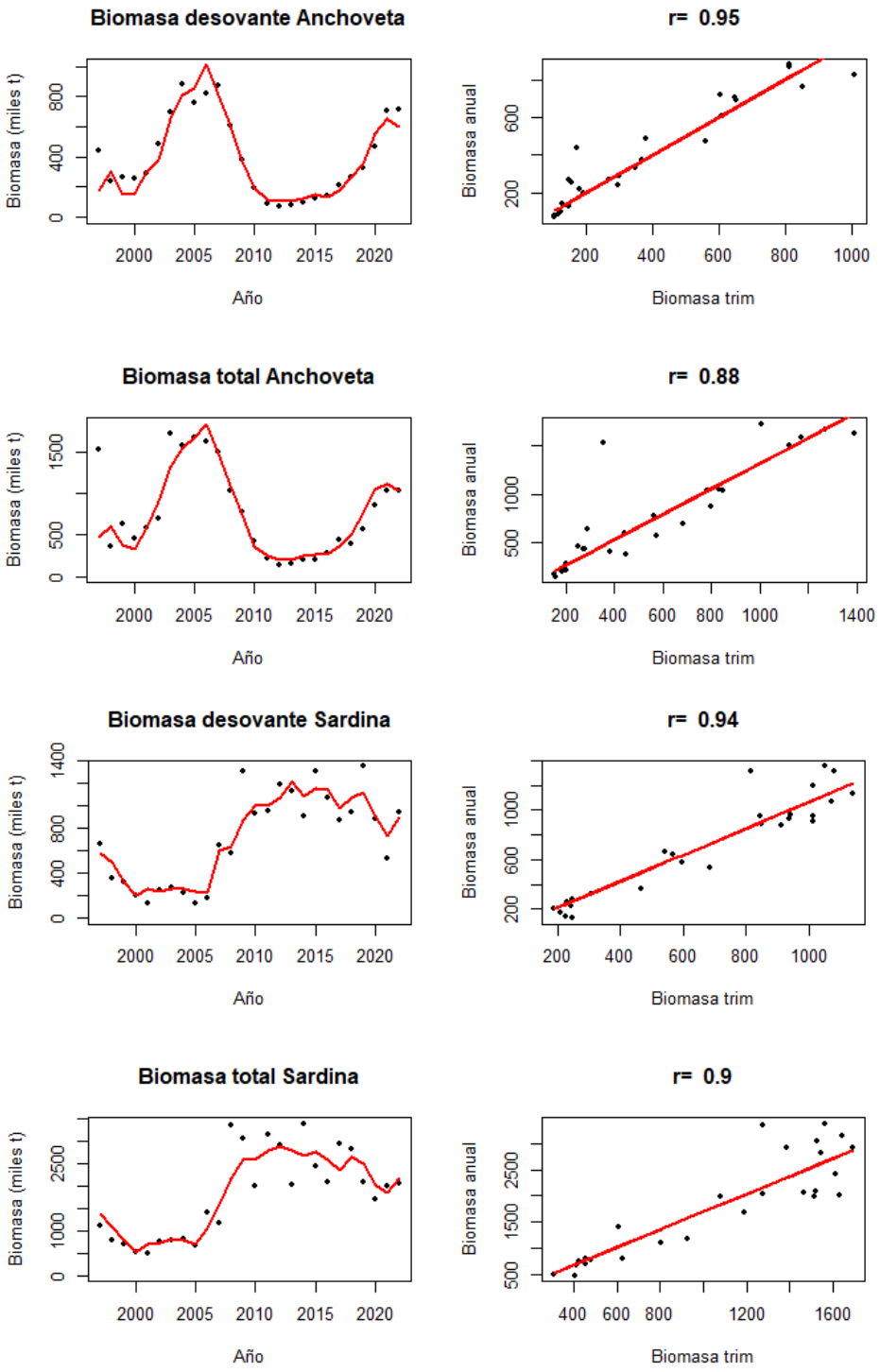


Figura 29. Regresión lineal entre las biomasas anual MAE y biomasas del MO trimestral. Los puntos en los cuadros de la izquierda representan las estimaciones MAE y la línea roja el MO trimestral.

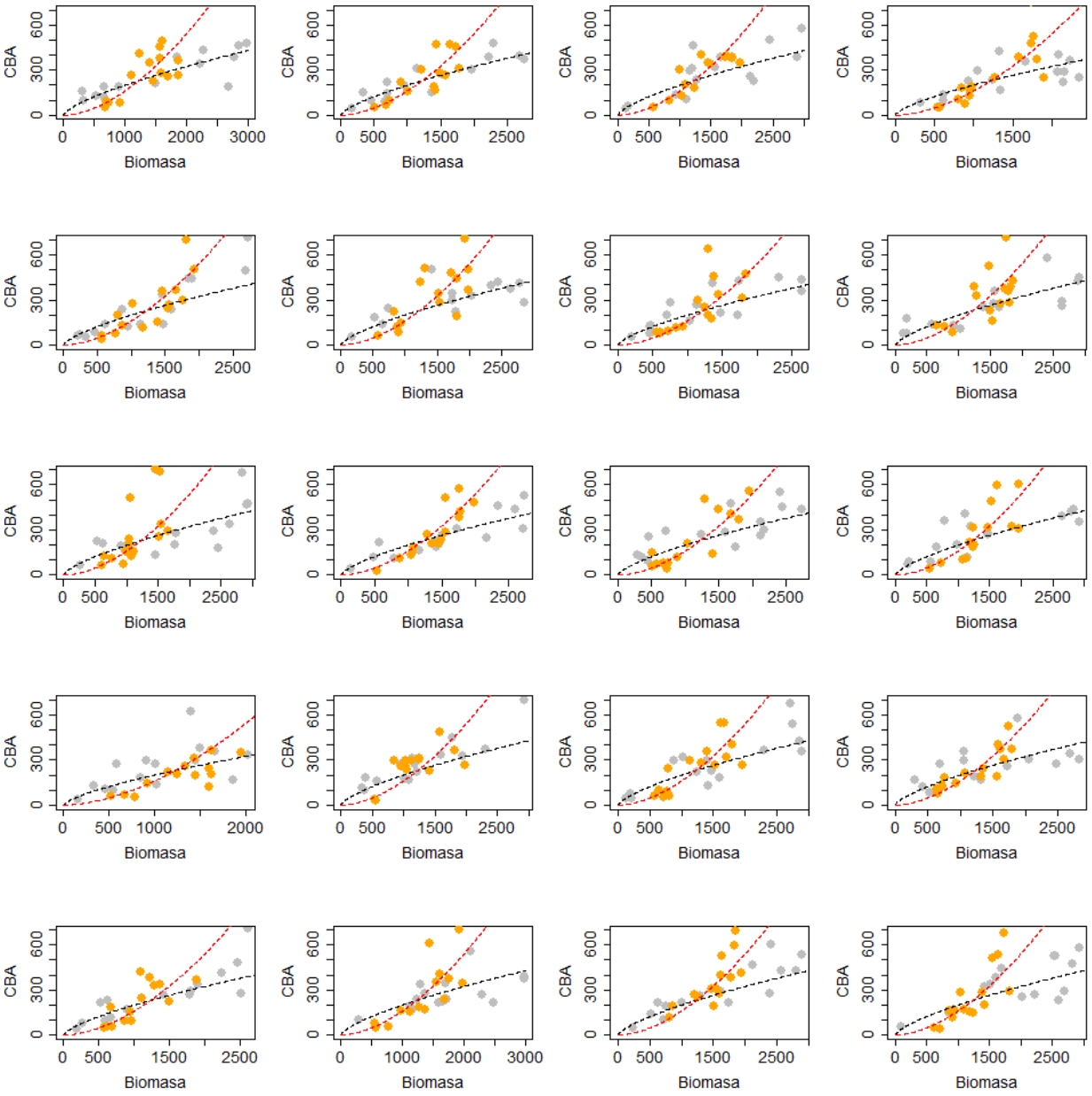


Figura 30. Ejemplo de simulación del efecto de las reglas empíricas en las recomendaciones de cuotas de captura. Los puntos naranja y líneas rojas corresponden a cruceros RECLAS y los grises y líneas negras a PELACES.

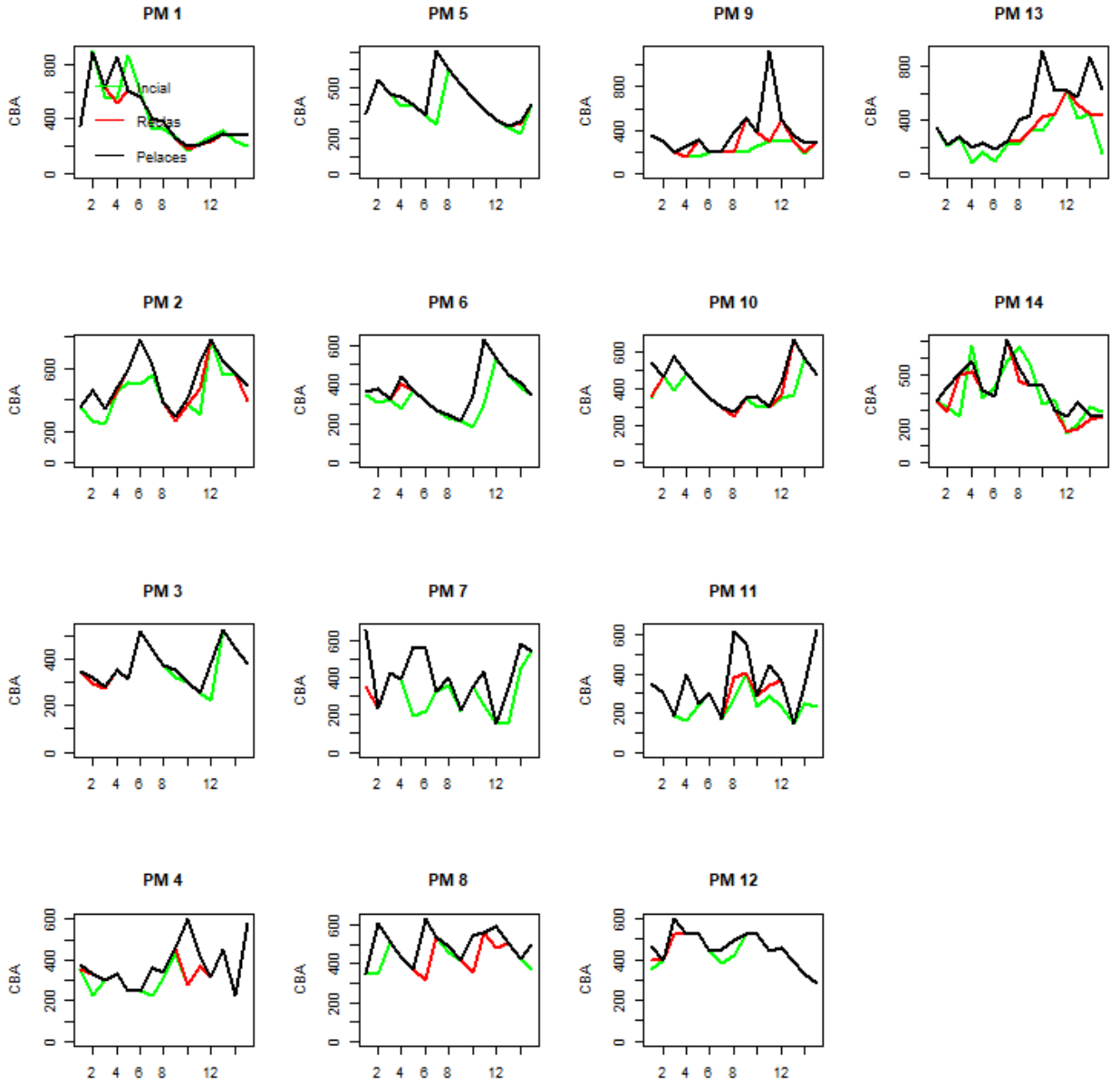


Figura 31. Ejemplo de una simulación del efecto de la hiper-regla en las recomendaciones de cuotas de captura para los 14 Procedimientos de Manejo. Las líneas indican las recomendaciones luego de cada crucero. Sardina común.

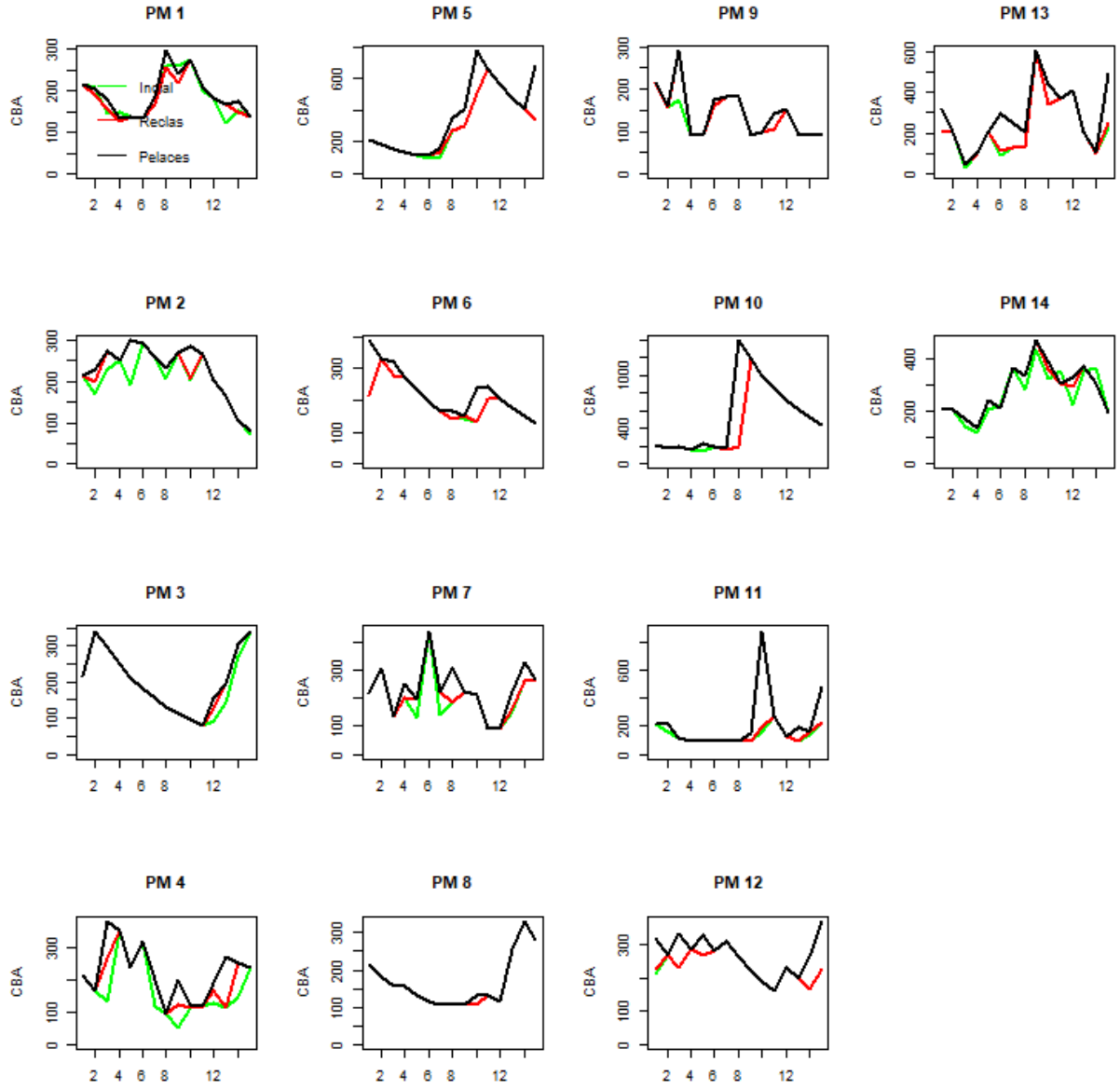


Figura 32. Ejemplo de una simulación del efecto de la hiper-regla en las recomendaciones de cuotas de captura para los 14 Procedimientos de Manejo. Las líneas indican las recomendaciones luego de cada crucero. Anchoveta.

d) Pruebas de simulación

Las pruebas de simulación del MO se ilustran para anchoveta y sardina en **Figura 33** y **Figura 34**. Destaca la consistencia en la escala de las biomasas futuras, de la reproducción/emulación de la evaluación de stock y de los cruceros acústicos de estimación RECLAS y PELACES. La emulación de la evaluación de stock determina las CBA que son fijadas anualmente mediante algún PM, y luego distribuidas trimestralmente siguiendo la historia en la estacionalidad de la pesquería. En estos casos se ilustra el desempeño del PM1 en el MO base (MO1). El error de estimación de la biomasa genera decisiones de CBA con error que más tarde son evaluadas respecto de los objetivos de manejo/operacionales de largo plazo.

Del mismo modo, destaca la ciclicidad en la estimación/generación de reclutamientos, que, sumado el error de proceso, determinan las oscilaciones de la biomasa y los cruceros acústicos. La mortalidad por pesca trimestral corresponde a la respuesta de los desembarques trimestrales esperados luego de aplicar las proporciones trimestrales a la CBA anual, más el error de implementación. Con todo, las simulaciones representan situaciones factibles de observar en cada una de las pesquerías analizadas.

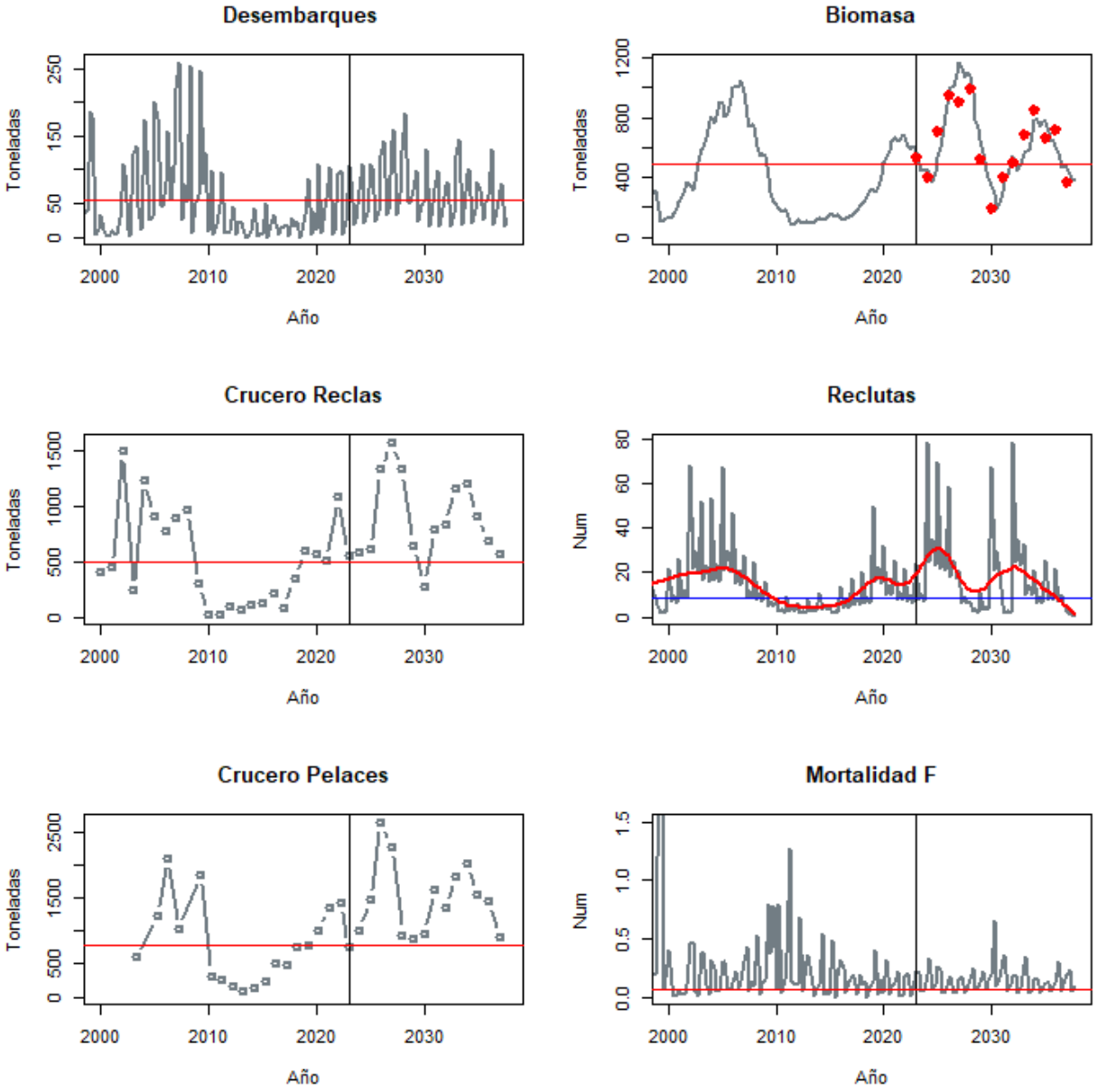


Figura 33. Ejemplo de una simulación del sistema biológico-pesquero en anchoveta. Los puntos rojos representan la emulación de la evaluación de stock.

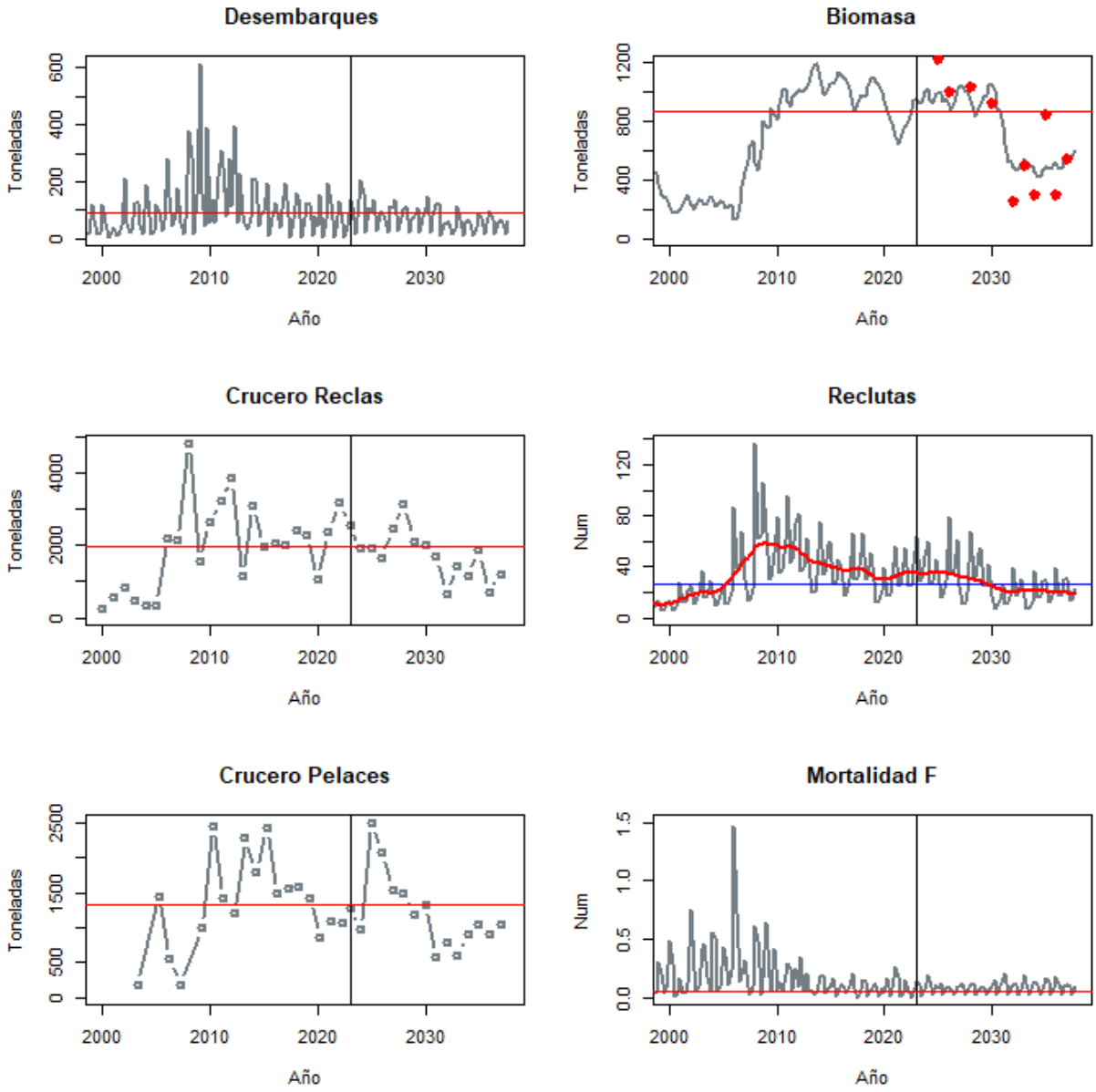


Figura 34. Ejemplo de una simulación del sistema biológico-pesquero en sardina común. Los puntos rojos representan la emulación de la evaluación de stock.

6.2.5 Validación: Método completo vs Método abreviado

- Error de estimación

Para justificar la adopción del enfoque MSE abreviado (emulación de la evaluación de stock), se comparó el desempeño del modelo de evaluación de stock/estimación MAE con datos simulados por el modelo operativo mediante las estrategias de mortalidad por pesca constante (RCC0) y tipo rampa (RCC5). Cada simulación-estimación se repitió 100 veces en un horizonte de 10 años. En cada simulación se generaron las composiciones de edades de los dos cruceros y las capturas, las que fueron empleadas para evaluar la población mediante el modelo MAE de manera secuencial; primero el crucero RECLAS, la estimación MAE y la recomendación de cuota, luego el crucero PELACES, la estimación MAE y la recomendación de cuota, y finalmente la evaluación MAE con todos los datos para generar la estimación poblacional y la recomendación de cuota inicial para el año siguiente (3 evaluaciones de stock por año simulado). El tiempo total fue de 420 minutos (7 horas) por cada regla y especie. Con este set de valores de biomasas desovante y mortalidad por pesca se comparan las simulaciones (short-cut) y las estimaciones (fullMSE).

Los resultados muestran que las estimaciones siguen muy de cerca las biomasas simuladas supuestas "verdaderas" (**Figura 35**). El nivel de correlación parcial se estimó en r=95% y un coeficiente de variación del cv=12%. Un diagrama de dispersión muestra una ligera tendencia de subestimación del modelo MAE lo que se traduce en un error relativo promedio ERM=-0.03. El histograma de los residuales estandarizados en escala logarítmica sugiere normalidad (**Figura 36)**, por lo que las estimaciones MAE pueden ser representadas por el valor de biomasa simulada sujeta a un error aleatorio multiplicativo log-normal con media -0.03 y desviación 0.12. De este modo, el método abreviado (short-cut MSE) es empleado para fines de simulación de las estrategias de manejo. En este procedimiento, el tiempo de proceso para los 14 PM se redujo a 30 minutos por cada modelo operativo. Cabe destacar que el error de estimación empleado en la emulación de la evaluación de stock (0.2-0.3) es mayor al calculado en este procedimiento (0.17).

- Error de la emulación

Las trayectorias de biomasa y mortalidad por pesca de ambos procedimientos indican en general que no existen diferencias estadísticas en los valores centrales, no obstante a nivel de la mediana, el método fullMSE genera valores ligeramente mayores (**Figura 37** y **Figura 38**). Mayores diferencias se registran a nivel de las bandas de incertidumbre destacándose que fullMSE genera la mayor variabilidad, particularmente el sesgo positivo en la mortalidad por pesca.

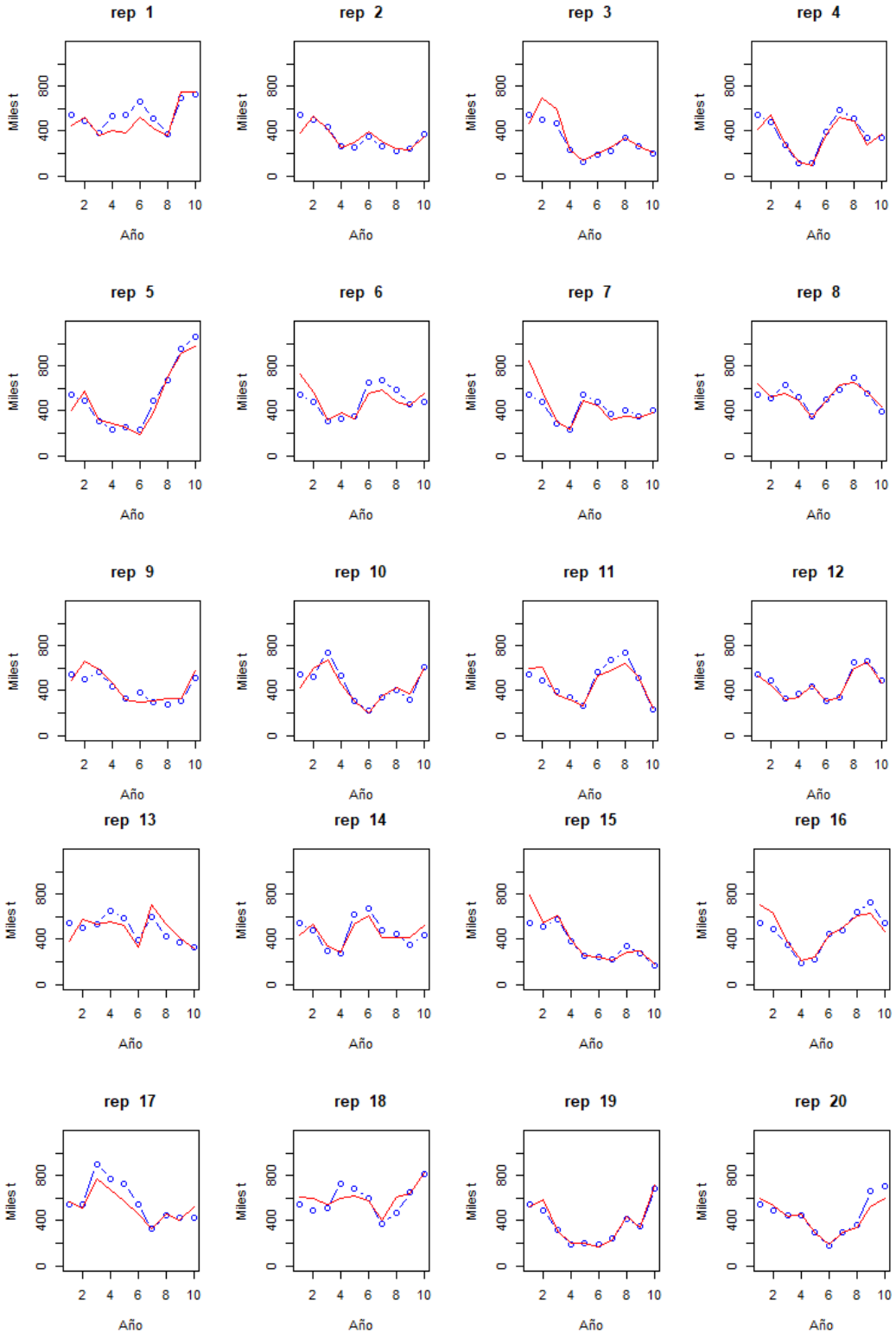


Figura 35. Biomasa simulada (línea azul) y biomasa estimada por el modelo MAE para 30 réplicas (línea roja).

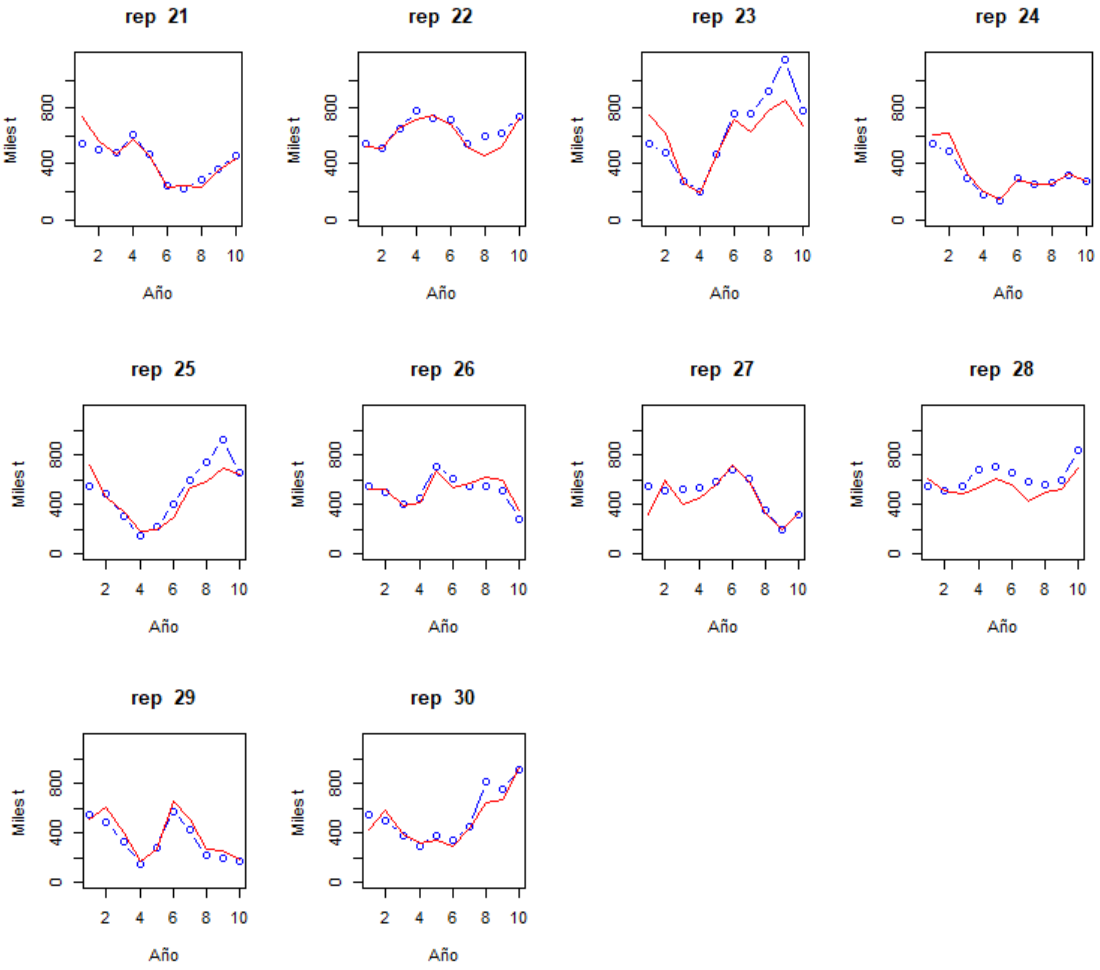


Figura 35. Continuación.

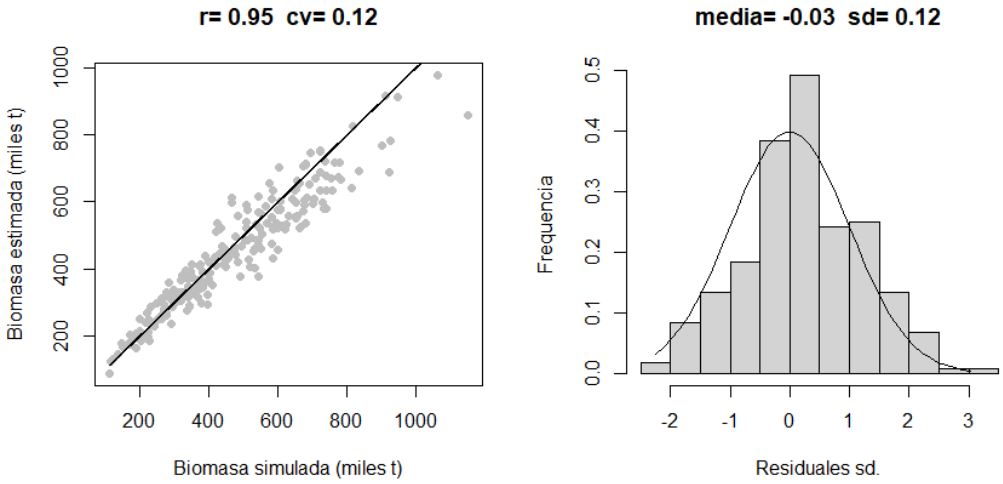


Figura 36. Relación entre la biomasa simulada y biomasa estimada por el modelo MAE, junto con un histograma de desviaciones en escala log estandarizadas.

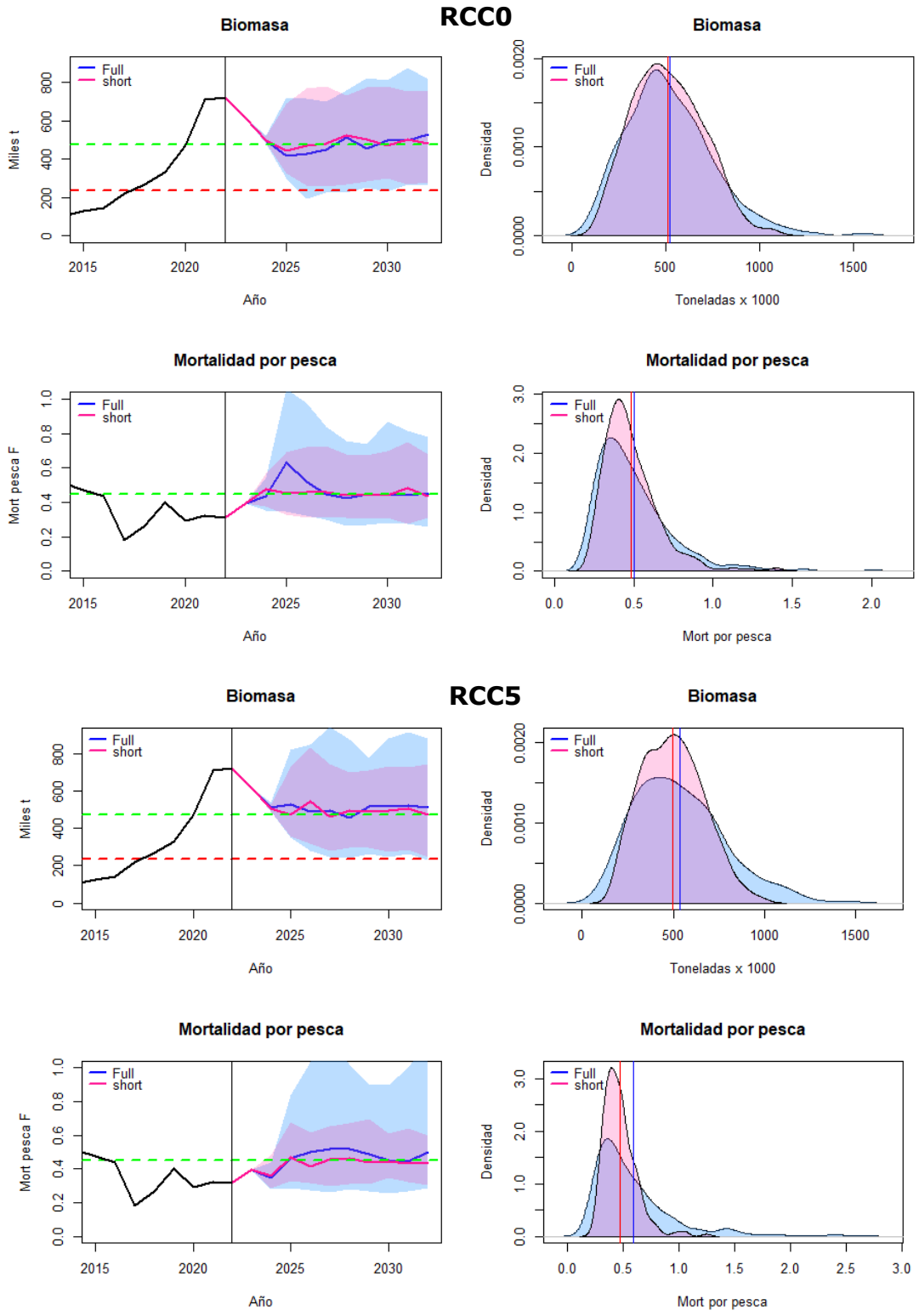


Figura 37. Trayectorias futuras y densidad de la biomasa y mortalidad por pesca de anchoveta de los últimos 5 años proyectados considerando enfoques MSE full y short, para las reglas Fcte (RCC0) y tipo rampa (RCC5).

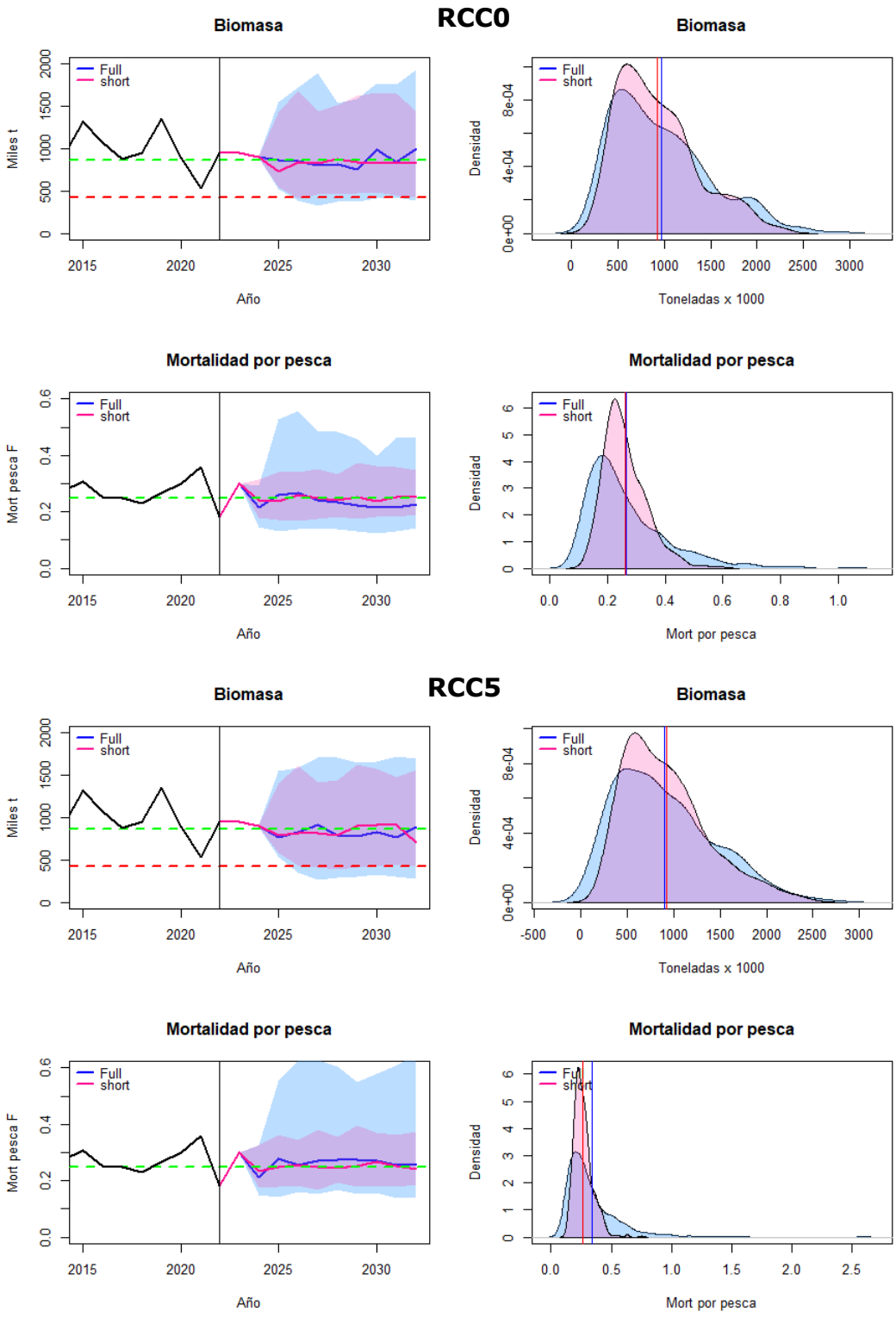


Figura 38. Trayectorias futuras y densidad de la biomasa y mortalidad por pesca de sardina común de los últimos 5 años proyectados considerando enfoques MSE full y short, para las reglas Fcte (RCC0) y tipo rampa (RCC5).

6.3. Objetivo específico 3: Testear estrategias de manejo alternativas, utilizando Procedimientos de Manejo (PM) empíricos y PM modelo-basado alternativos para las pesquerías.

6.3.1 Desempeño de los procedimientos de manejo

- **Pesquería monoespecífica**

Se simuló el desempeño de los distintos PM a 15 años en el futuro. Los resultados muestran que no todos los PM alcanzarían la biomasa objetivo (criterio B/Brms>0.95). Estos PM correspondieron a los PM 3, 5, 7, 8, 10, 12 en el caso de anchoveta, y PM 5, 6, 8, 10 y 12 en sardina y cuyas principales características comunes son la falta de factores de riesgo (se asume el valor esperado o 50% en las decisiones) junto a la imposición de factores de estabilización del 15% de las cuotas entre años consecutivos (**Figura 39**). También se destaca que en estos PMs, la biomasa de anchoveta se vería más disminuida respecto de sardina. Los resultados también muestran que el número de PM candidatos es mayor en sardina (9) que en anchoveta (6) y que tratándose de una pesquería mixta los PM coincidentes corresponden al 1, 4 ,7 ,9, 11 y 13. En todos estos casos, tanto las biomasas, mortalidad por pesca como las capturas en el largo plazo tienden a sus respectivos valores de referencia (**Figura 40** a **Figura 45**). Las principales diferencias se observan entre modelos operativos (MO) y a nivel de bandas de incertidumbre y/o proximidad de la mediana de las estimaciones al valor objetivo de cada PM. Se destaca que un cambio en los rasgos biológicos (MO3) de ambos recursos, si bien genera impacto (menores biomasas, menores capturas y mayores mortalidades por pesca), este es mucho menor respecto de un cambio en la escala de sus reclutamientos (MO2 y MO4). En todos estos, existen PM que son más consistentes respecto de los niveles de explotación, pues aún en los casos más extremos como es MO4, estos nunca se alejan del valor de mortalidad por pesca objetivo (Frms). Uno de estos corresponde al PM13 cuya característica es el control de la mortalidad por pesca en casos de sobreexplotación (PM basado en una RCC tipo rampa). Cabe destacar que en todos los casos se consideró la “hiper-regla”.

Los análisis también muestran que los recursos responden de manera diferenciada a los PM mixtos analizados. De hecho, un escenario de cambio de régimen (MO2) afecta más a la anchoveta que a la sardina común, particularmente en los PM 7, 9 y 11 en los cuales se observa que los niveles de biomasa de anchoveta se extinguirían antes del 2035 (**Figura 40**). El menor efecto sobre sardina común igualmente se observa en los incrementos de mortalidad por pesca

en el escenario menos favorable (MO4) ya que, en los PM considerados, la mediana de la mortalidad por pesca nunca excede 3-4 veces el valor de referencia Frms **(Figura 44**). Del mismo modo, se destaca que cambios en los rasgos biológicos (MO3) generaría disminución de la biomasa y capturas en torno al 25% de los valores objetivo RMS, mientras que los efectos de cambio de régimen con/sin efectos en los rasgos biológicos, llevarían a la biomasa a niveles de colapso y capturas insostenibles dado los incrementos en la mortalidad/esfuerzo de pesca.

Tanto para la anchoveta como para la sardina común, los diagramas de Kobe muestran que de mantenerse condiciones ambientales promedio históricas con alternancia y/o oscilaciones en los reclutamientos (MO1), los PM identificados ubicarían a las poblaciones en torno a la biomasa objetivo y mortalidad por pesca Frms. En el caso de anchoveta, ligeramente por encima de la biomasa objetivo, pero con tendencia a la sobrepesca (**Figura 46** y **Figura 47**). En los escenarios más extremos MO3 y MO4 y en ambas especies, el efecto de los PM evaluados es más destacable principalmente en el eje de la mortalidad por pesca, pero siempre dentro de la zona de sobrepesca y sobreexplotación (zona roja de Kobe). En este escenario y sin perjuicio del estado de sobreexplotación respecto de la Brms, ocasionado por inadvertida reducción de la escala de los reclutamientos, los PM 11 y 13 tendrán un relativo mejor desempeño respecto de la mortalidad por pesca ocasionada por la pesquería. Considerando los PM coincidentes (PM 1, 4, 7, 9, 11 y 13), y desde la perspectiva de atributos de conservación (estabilidad del status, estado sin sobrepesca, estado de plena-explotación, probabilidad que la biomasa se ubique por sobre el valor límite y nivel de biomasa relativa), los análisis muestran que el actual procedimiento de manejo PM1 genera similares respuestas en los atributos de conservación entre las especies. No obstante lo anterior, de los cinco niveles considerados, los atributos “mayor estabilidad del status” y “sin sobrepesca” favorece ligeramente a la sardina (**Figura 48**). Un desempeño similar se observa en los PM4 y PM7 cuya mayor “estabilidad del estatus” se refleja solo en anchoveta. Sin embargo, los PM9, PM11 y PM13 presentaron notable mayor equidad o balance entre ambos recursos, siendo por ende los mejores candidatos desde la perspectiva de “conservación”. Sin embargo y exceptuando el PM1, las áreas menos cubiertas en el resto de los PM corresponden a los estados “sin sobrepesca” y “estado de plena explotación”, lo cual significa que los riesgos de sobrepesca y sobreexplotación son latentes en ambos recursos (**Figura 48**).

Desde la perspectiva de los índices de operación pesquera (capturas, viajes, CPUE, estabilidad de las capturas y beneficios privados) (**Figura 49**), y de manera contraria a los indicadores de conservación, los resultados indican que, en términos relativos, el procedimiento de manejo actual PM1 resultaría favorable para la anchoveta (en desmedro de los principales atributos de conservación) aunque con los mayores niveles de esfuerzo de pesca. Al observar todos los casos, solo PM1 registra mayor similitud y balance de los indicadores de desempeño entre recursos.

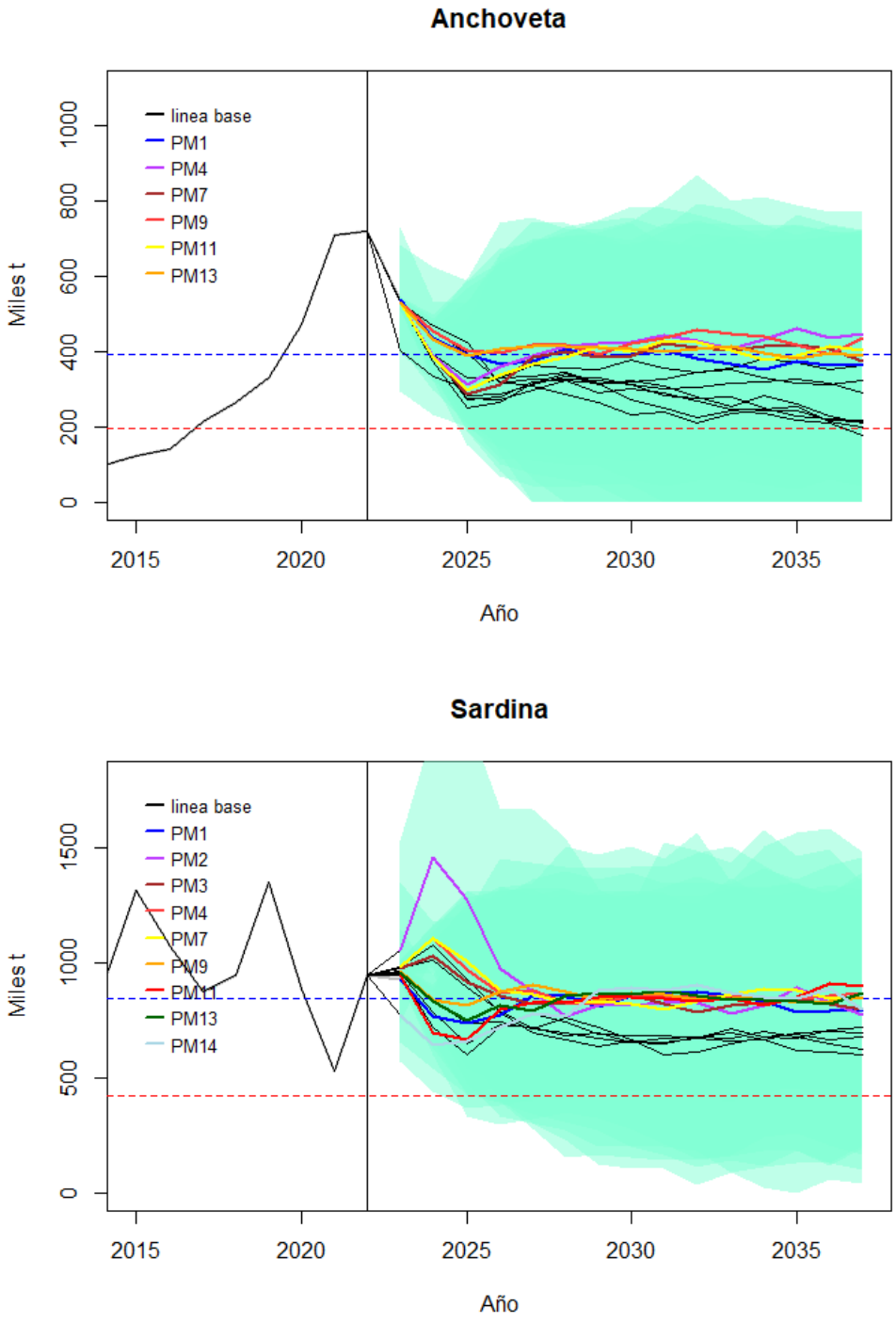


Figura 39. Mediana de la biomasa proyectada para los procedimientos de manejo (PM) evaluados para la pesquería sardina común-anchoveta. La sombra verde representa superposición de los intervalos al 90%. Las líneas negras son los PM que no alcanzaron el objetivo de manejo (B/Brms<0.95).

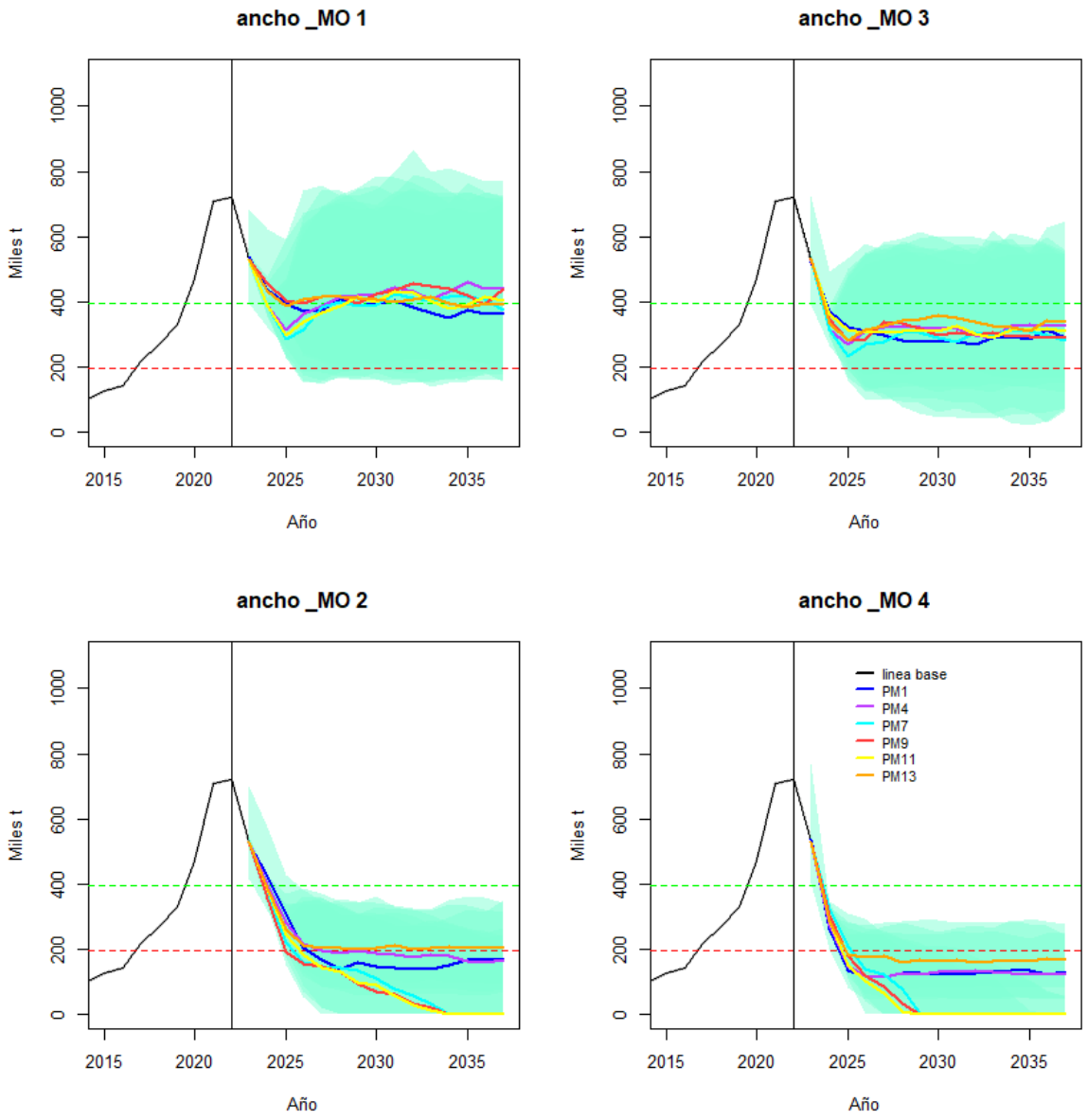


Figura 40. Mediana de la biomasa de anchoveta proyectada para 6 procedimientos de manejo (PM) y 4 modelos operativos (MO) de la pesquería sardina común-anchoveta. La sombra verde representa superposición de los intervalos al 90%.

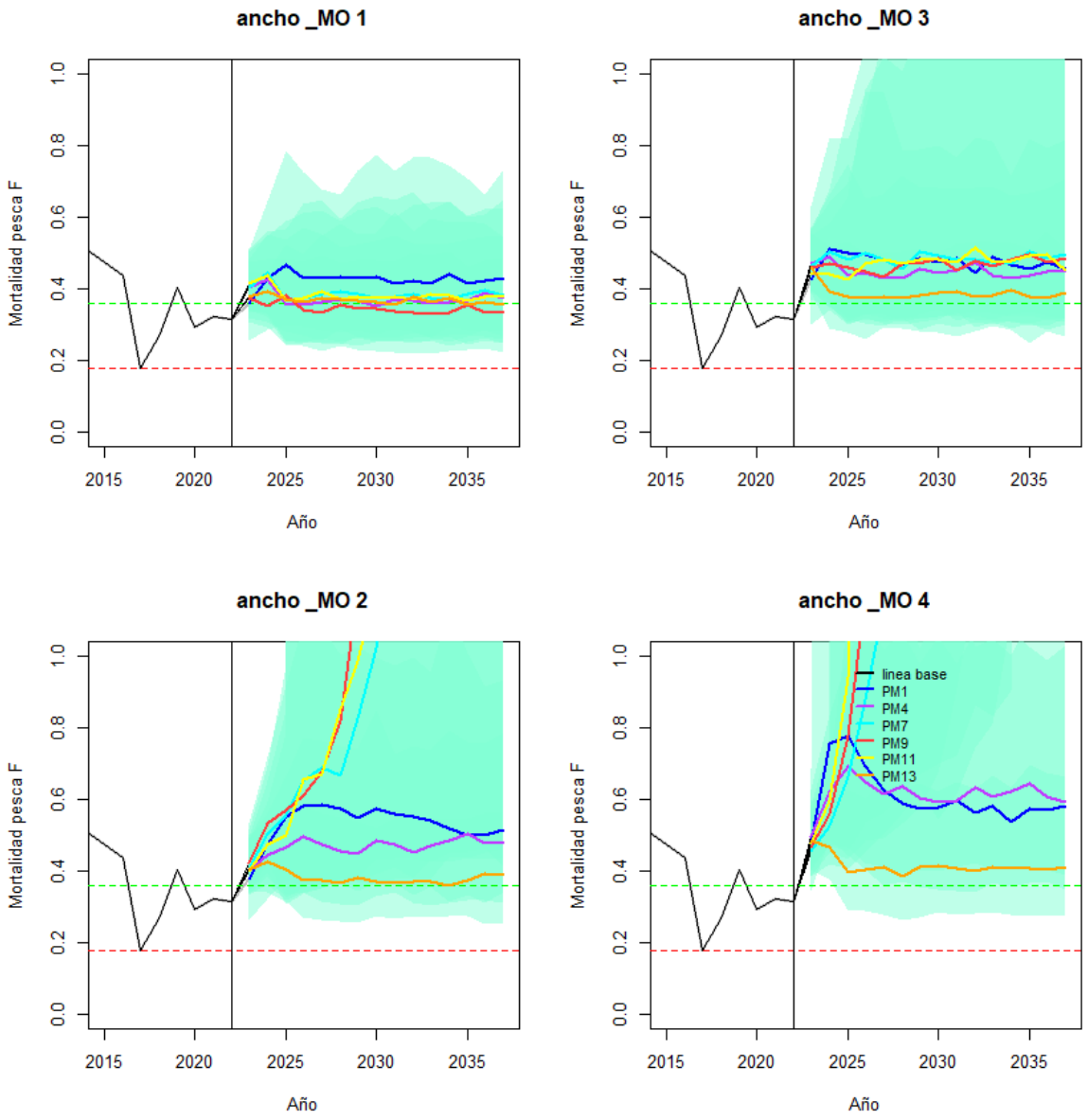


Figura 41. Mediana de la mortalidad por pesca de anchoveta proyectada para 6 procedimientos de manejo (PM) y 4 modelos operativos (MO) de la pesquería sardina común-anchoveta. La sombra verde representa superposición de los intervalos al 90%.

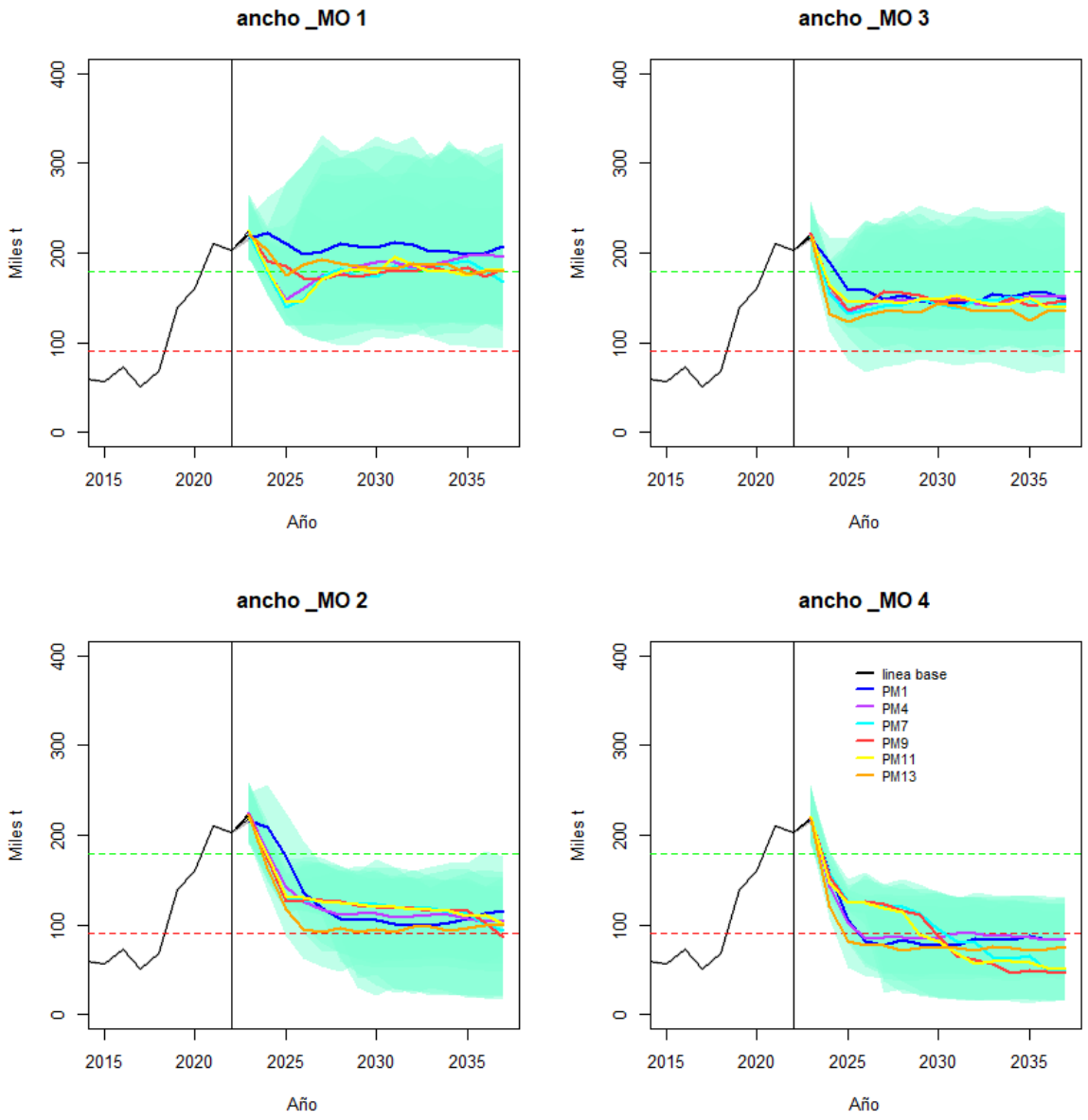


Figura 42. Mediana de las capturas de anchoveta proyectada para 6 procedimientos de manejo (PM) y 4 modelos operativos (MO) de la pesquería sardina común-anchoveta. La sombra verde representa superposición de los intervalos al 90%.

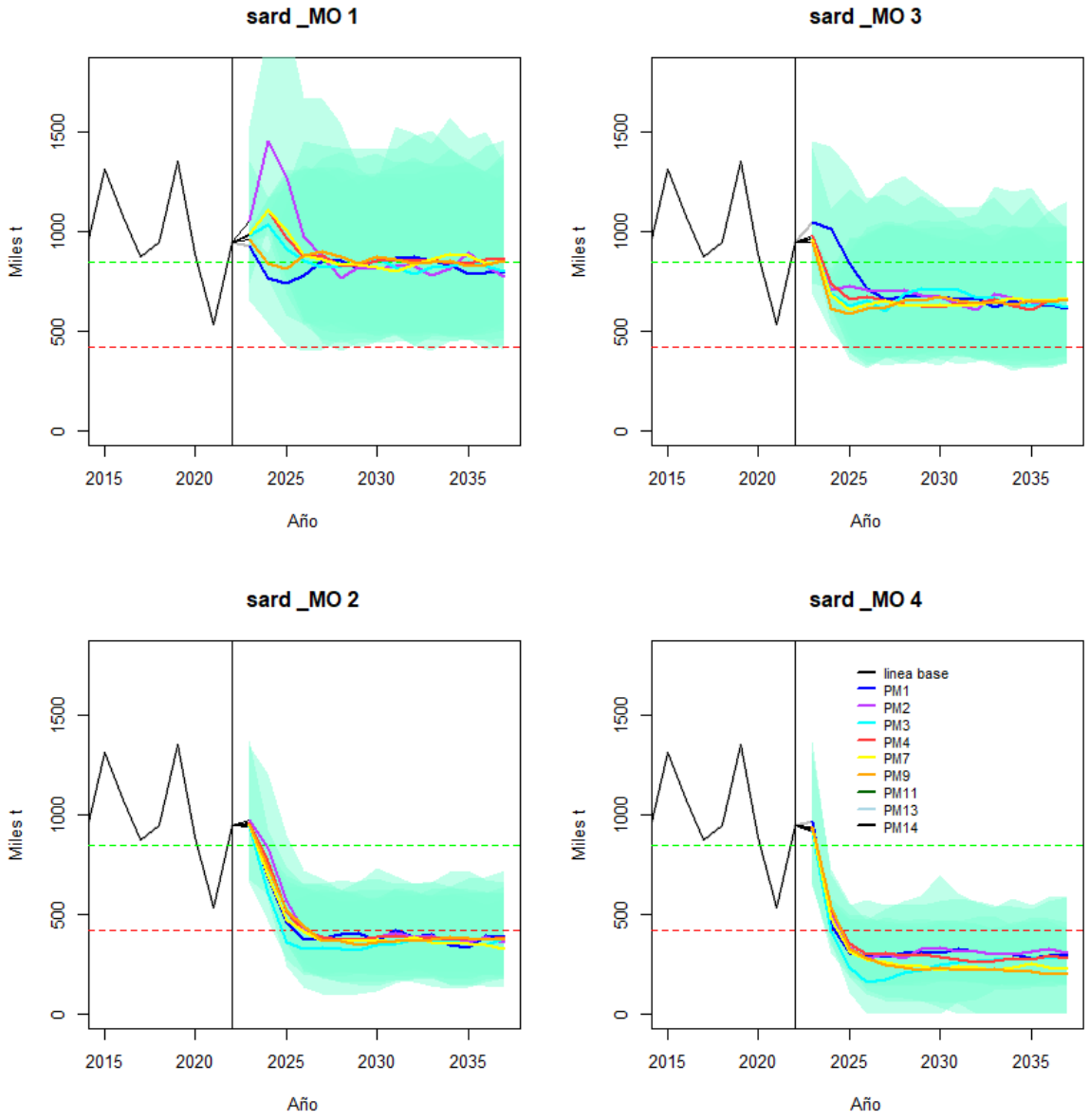


Figura 43. Mediana de la biomasa de sardina común proyectada para 9 procedimientos de manejo (PM) y 4 modelos operativos (MO) de la pesquería sardina común-anchoveta. La sombra verde representa superposición de los intervalos al 90%.

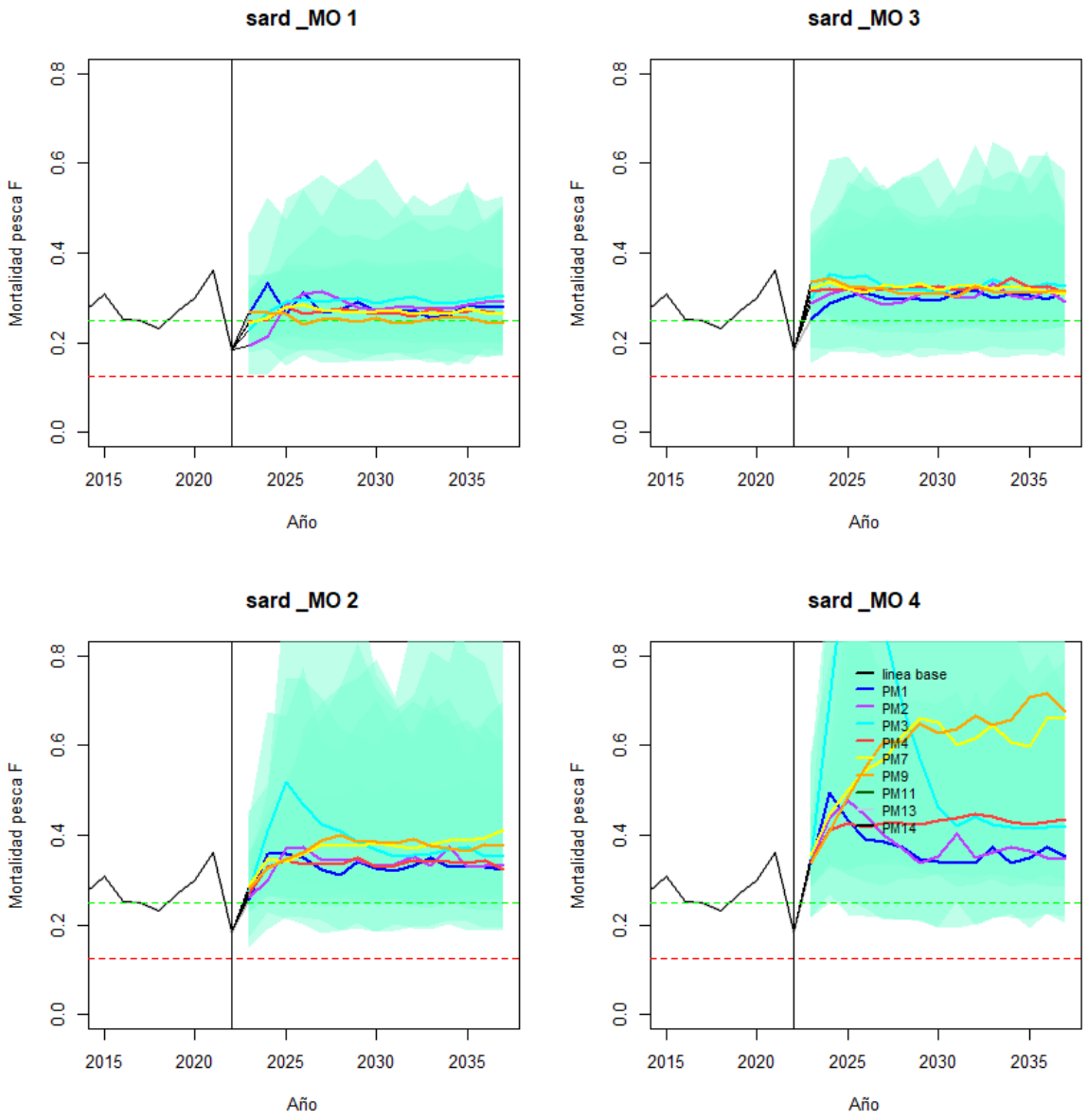


Figura 44. Mediana de la mortalidad por pesca de sardina común proyectada para 9 procedimientos de manejo (PM) y 4 modelos operativos (MO) de la pesquería sardina común-anchoveta. La sombra verde representa superposición de los intervalos al 90%.

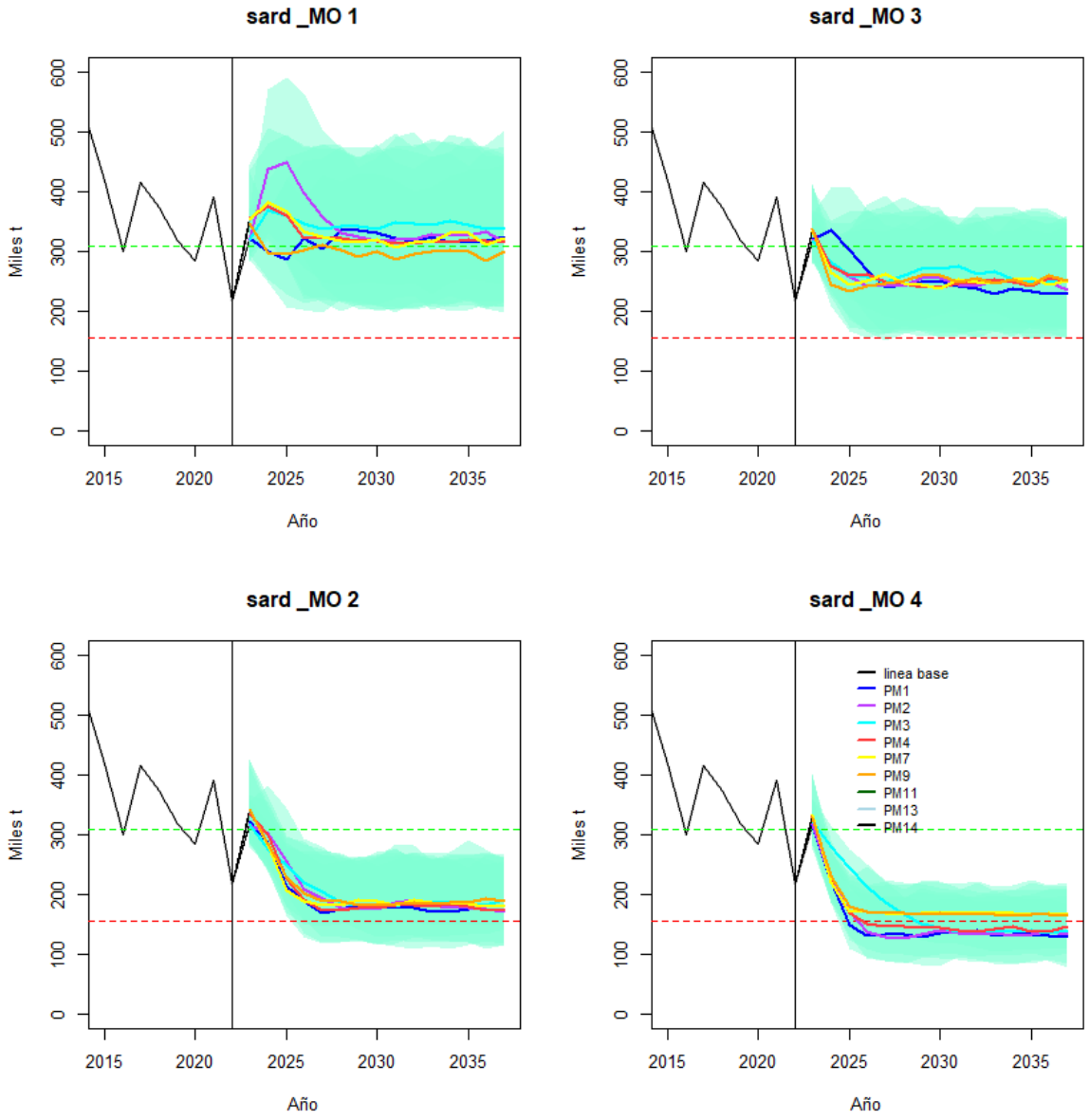


Figura 45. Mediana de las capturas de sardina común proyectada para 9 procedimientos de manejo (PM) y 4 modelos operativos (MO) de la pesquería sardina común-anchoveta. La sombra verde representa superposición de los intervalos al 90%.

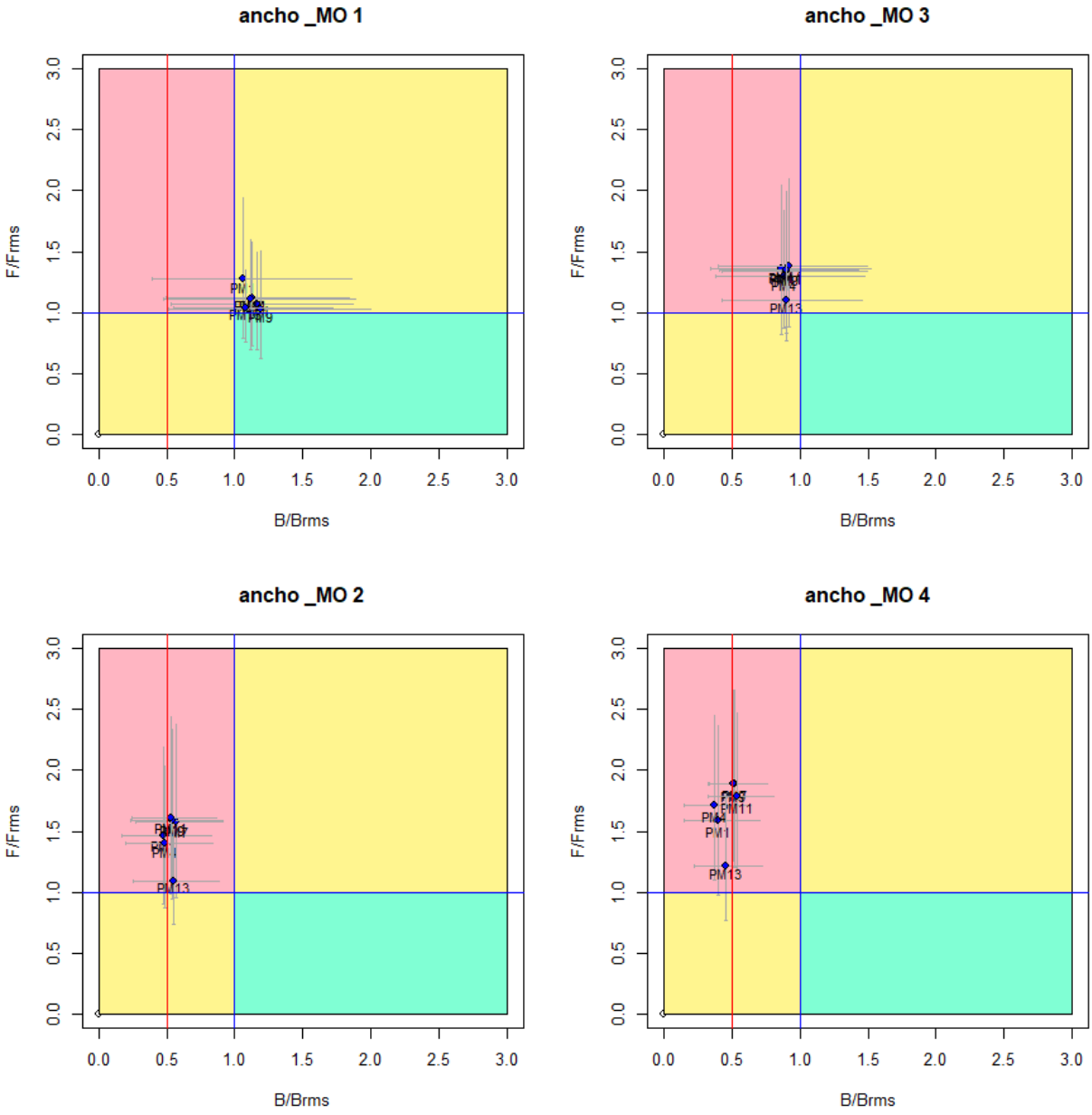


Figura 46. Diagrama de Kobe para anchoveta para 6 procedimientos de manejo (PM) y 4 modelos operativos (MO) de la pesquería sardina común-anchoveta.

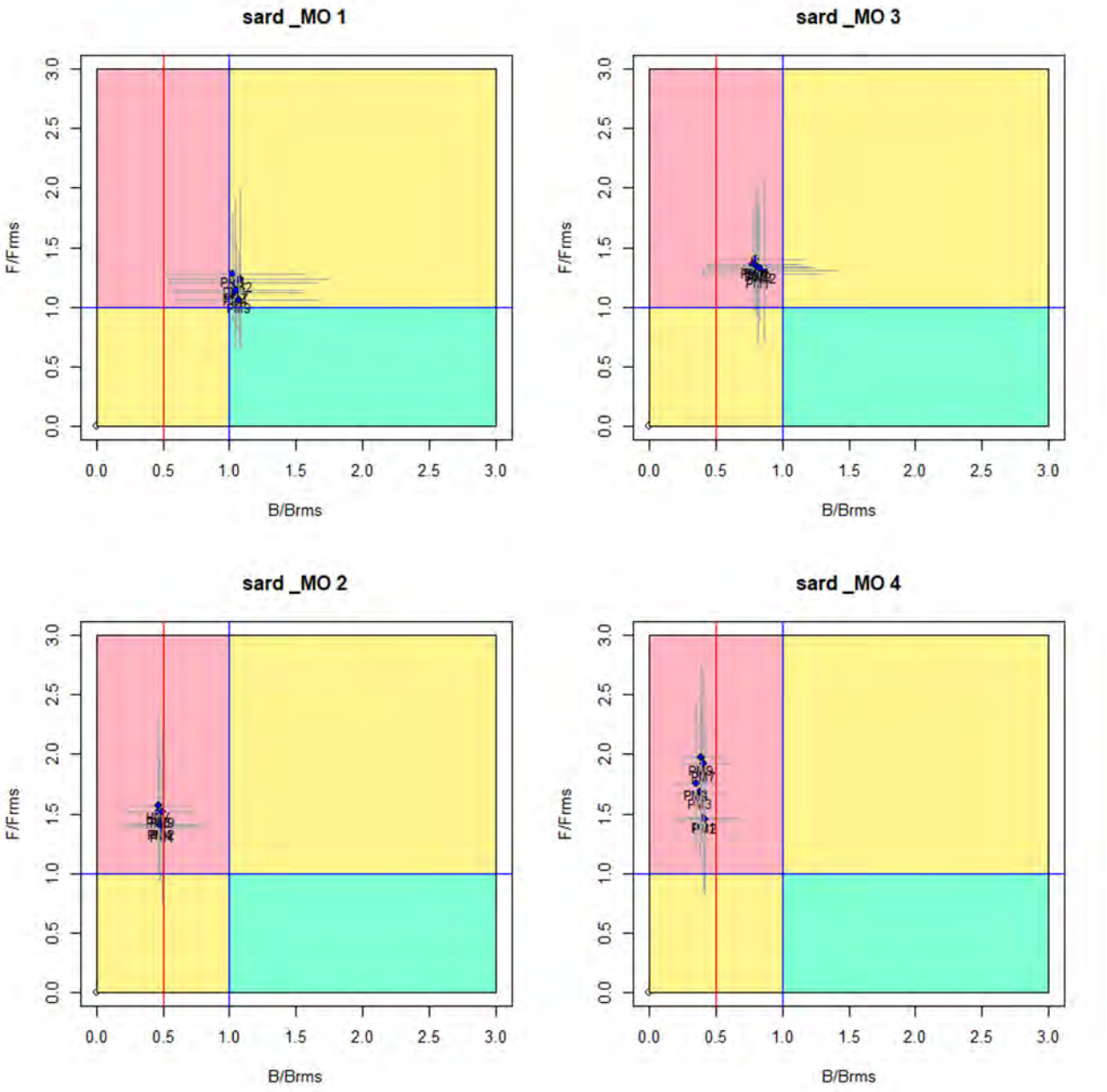


Figura 47. Diagrama de Kobe para sardina común para 9 procedimientos de manejo (PM) y 4 modelos operativos (MO) de la pesquería sardina común-anchoveta.

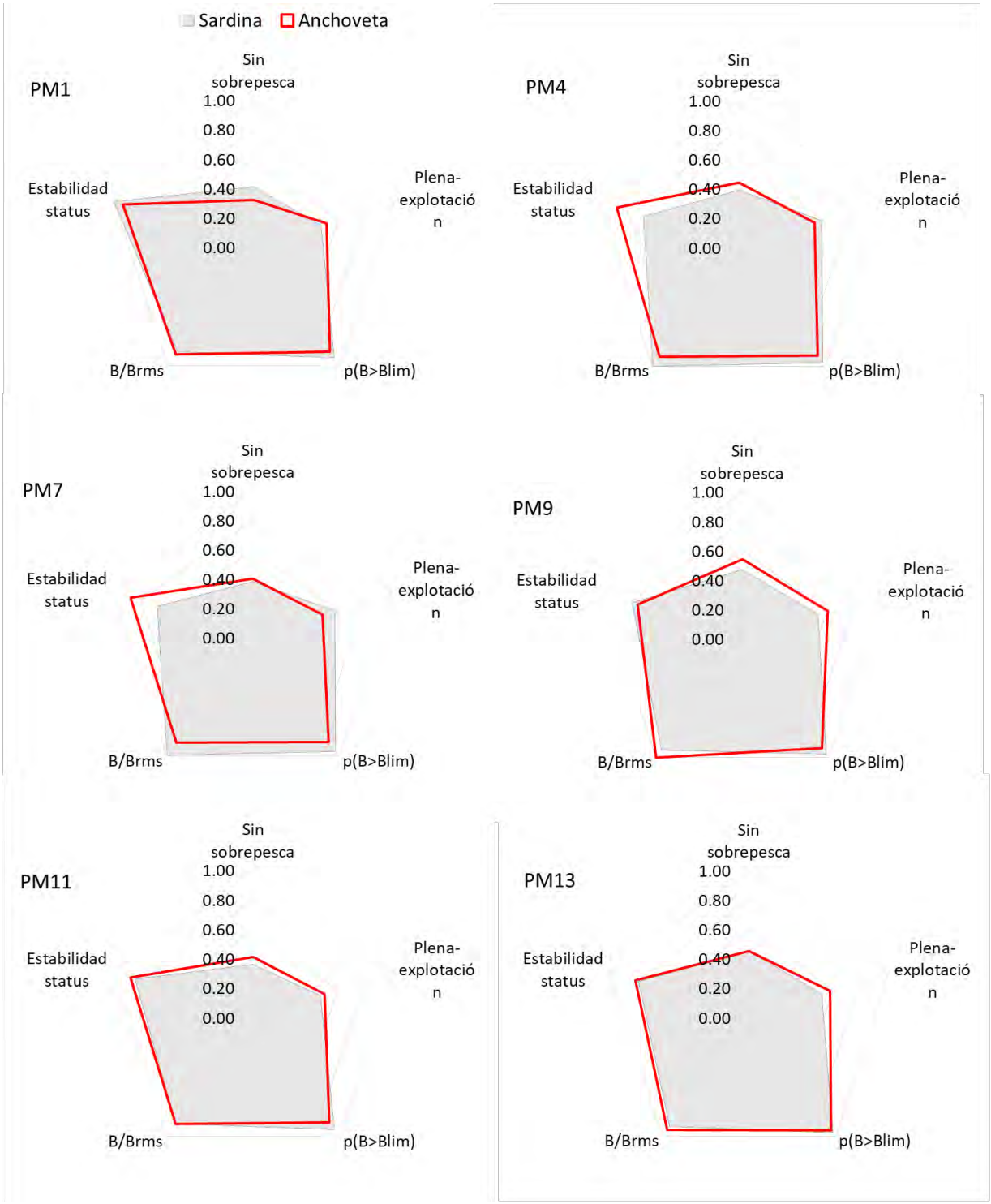


Figura 48. Efecto relativo de 6 procedimientos de manejo (PM) sobre 5 ítems de conservación para sardina común y anchoveta.

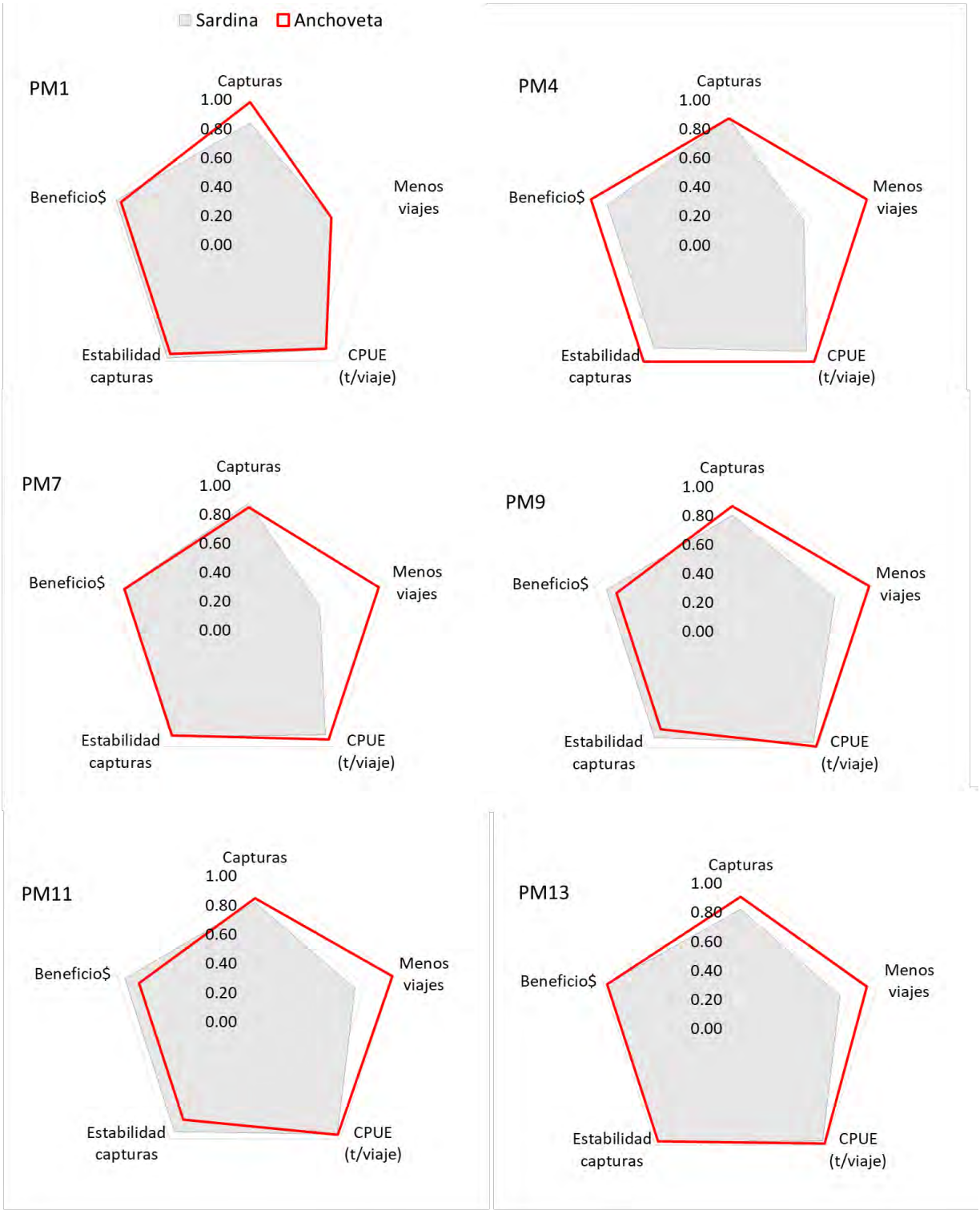


Figura 49. Efecto relativo de 6 procedimientos de manejo (PM) sobre 5 ítems de pesquería para sardina común y anchoveta.

- **Pesquería mixta**

Desde un enfoque de pesquería mixta, tratada como el ensamble de ambas especies, los análisis muestran que la biomasa relativa conjunta B/Brms en el largo plazo alcanzaría el objetivo de manejo en cualquiera de los 6 PM (**Figura 50**). Sin embargo, este objetivo que se vería comprometido solo en los casos de condiciones ambientales desfavorables (modelos operativos alternativos). Frente a casos de cambios de régimen (MO2 y MO4) y ante las bajas capturas y altos niveles de esfuerzo/mortalidad de pesca (**Figura 51**), la sostenibilidad de la pesquería es prácticamente imposible salvo en los PM1, PM11 y PM13 en los cuales el esfuerzo debiera incrementar un máximo de 1.5 veces del valor de referencia. En estos casos, la captura mixta podría oscilar ligeramente por sobre las 200 mil toneladas anuales, en tanto y en condiciones ideales (MO1), la captura mixta de la pesquería podría llegar a 490 mil toneladas aproximadamente (**Figura 52**).

El diagrama de Kobe para la pesquería mixta en base al ensamble de especies muestra que ante condiciones ambientales normales (MO1), los 6 PM se ubican en torno al objetivo de manejo con mediana en la zona de plena explotación (B/Brms>1) pero con tendencia a la sobrepesca (F/Frms>1). En las condiciones ambientales más desfavorables (MO2-MO4), los PM analizados se ubican en la zona de sobreexplotación incluso en zona de colapso (MO4), y con mayor variación en la escala de la sobrepesca. En este contexto y estado poblacional, el PM13 es el procedimiento que registraría los menores niveles de mortalidad por pesca (**Figura 53**).

El desempeño anterior en el contexto MO1 se resume en el gráfico de box-plot (**Figura 54**), del cual destaca lo mencionado antes en cuanto a que cualquiera de los PM analizados, permiten alcanzar los objetivos de manejo y que las principales diferencias entre estas pasan por la variabilidad en su desempeño. En este contexto, y si bien los PM1 y PM13 son los de menor dispersión en el desempeño de la biomasa y mortalidad por pesca, la mortalidad por pesca en PM1 tiende mayoritariamente a ubicarse en zona de sobrepesca. En este diagrama también se destaca que las capturas para la pesquería podrían bordear las 500 mil t anuales con un mínimo de 485 mil t en PM9 y un máximo de 532 mil t en PM1. El menor rango de variación de las capturas se registraría en PM9 y el mayor en PM13.

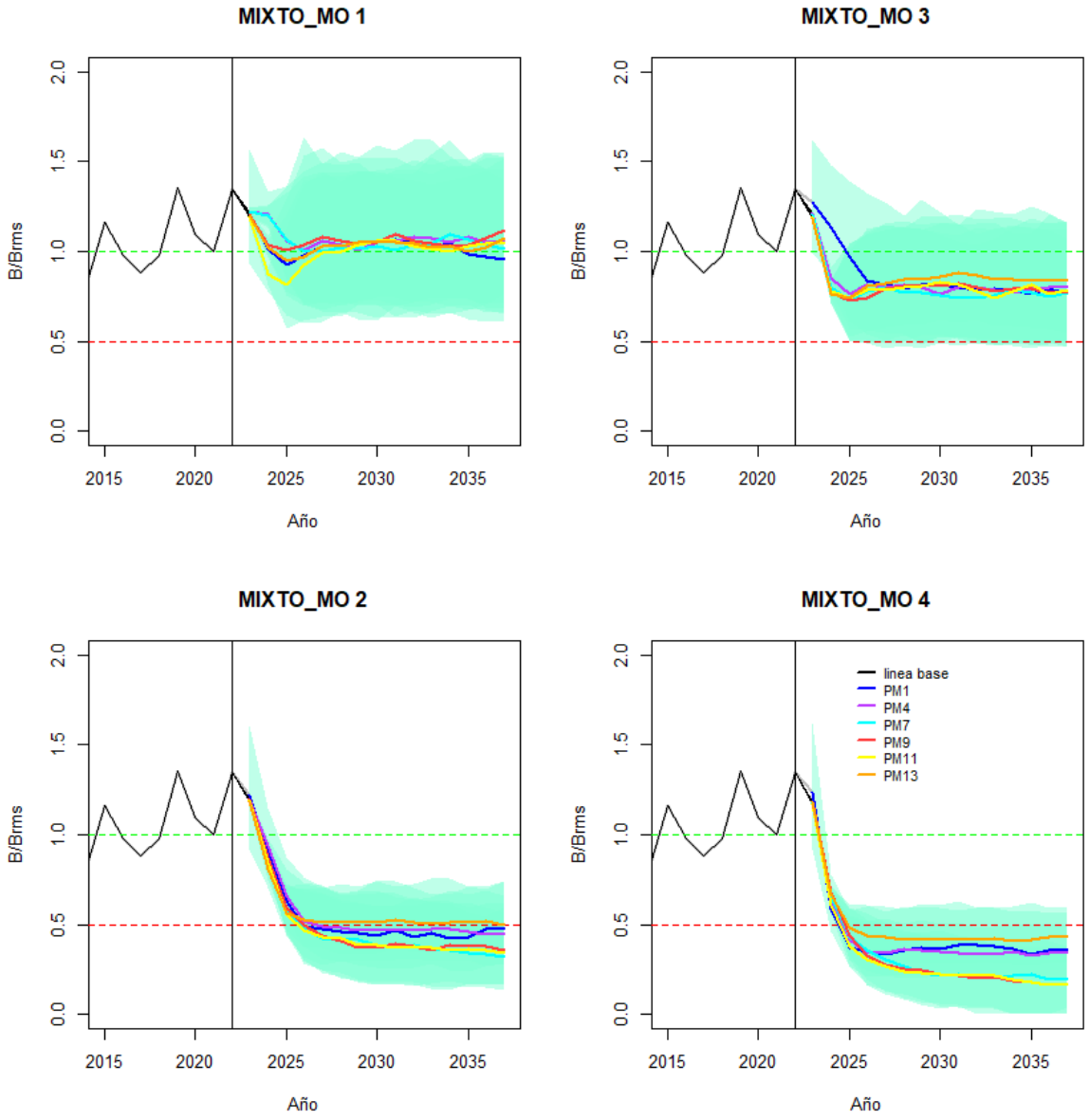


Figura 50. Mediana de la biomasa relativa mixta proyectada para 6 procedimientos de manejo (PM) y 4 modelos operativos (MO) de la pesquería mixta sardina común-anchoveta. La sombra verde representa superposición de los intervalos al 90%.

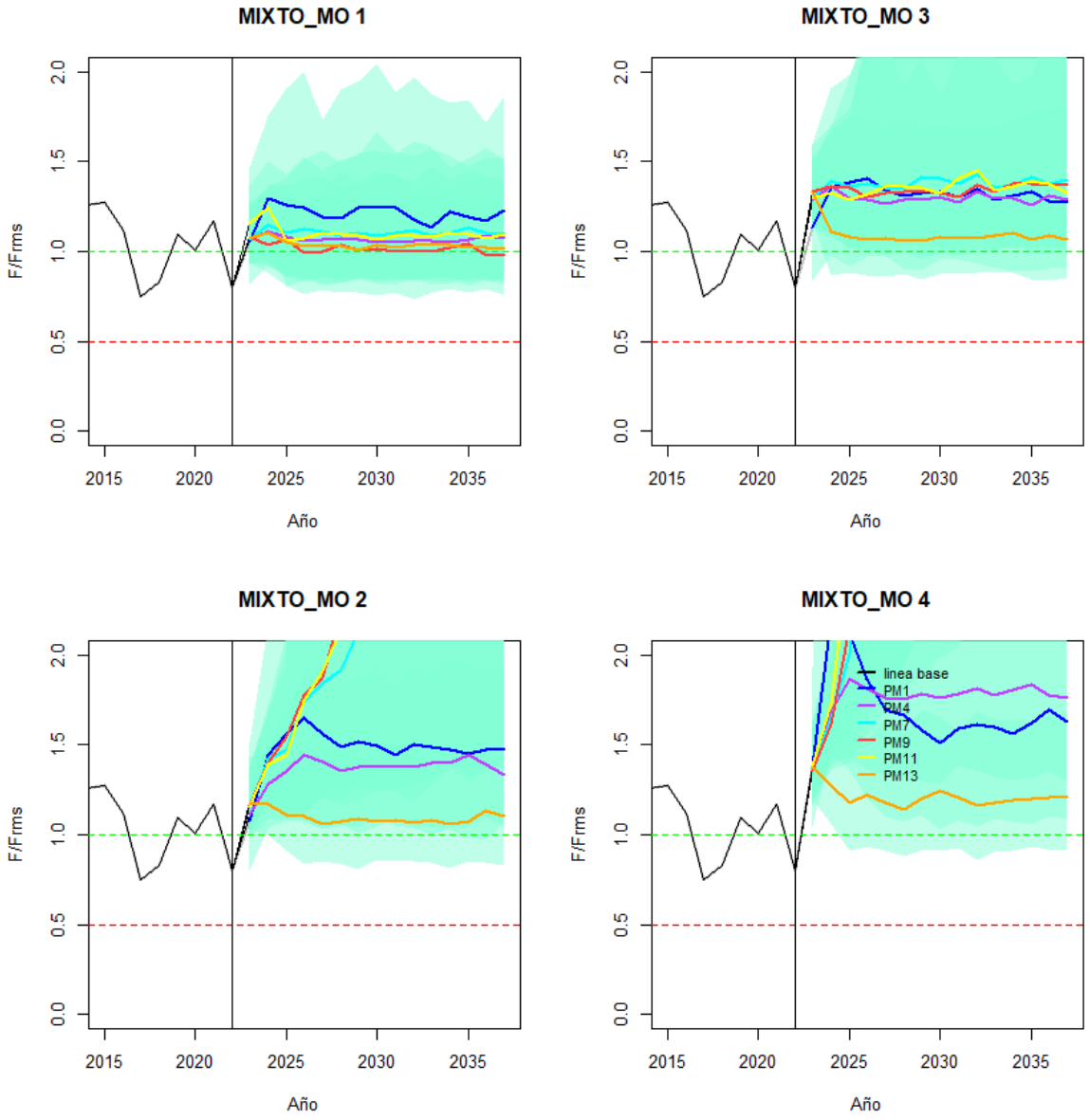


Figura 51. Mediana de la mortalidad por pesca relativa mixta proyectada para 6 procedimientos de manejo (PM) y 4 modelos operativos (MO) de la pesquería mixta sardina común-anchoveta. La sombra verde representa superposición de los intervalos al 90%.

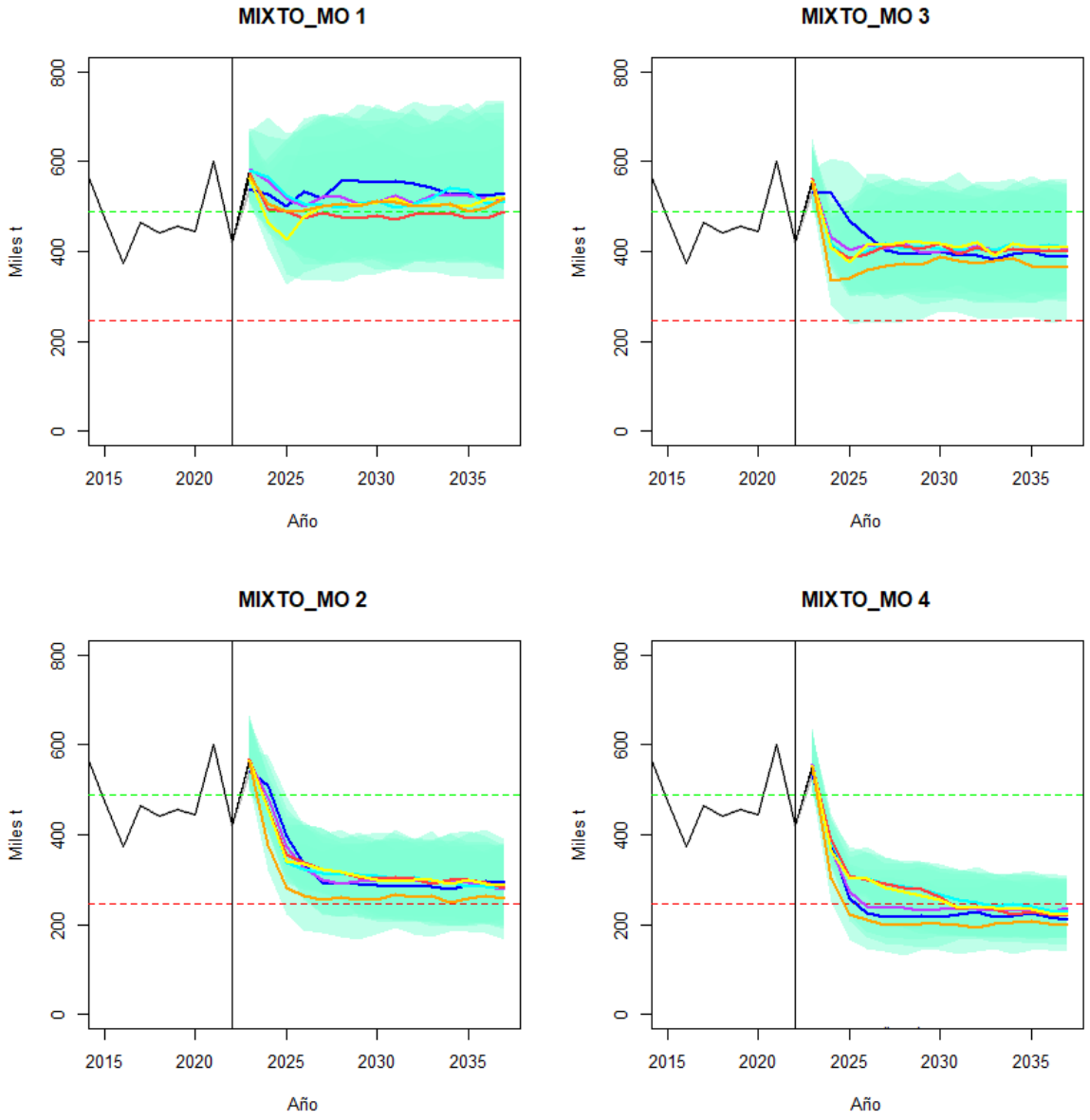


Figura 52. Mediana de las capturas mixtas proyectada para 6 procedimientos de manejo (PM) y 4 modelos operativos (MO) de la pesquería mixta sardina común-anchoveta. La sombra verde representa superposición de los intervalos al 90%.

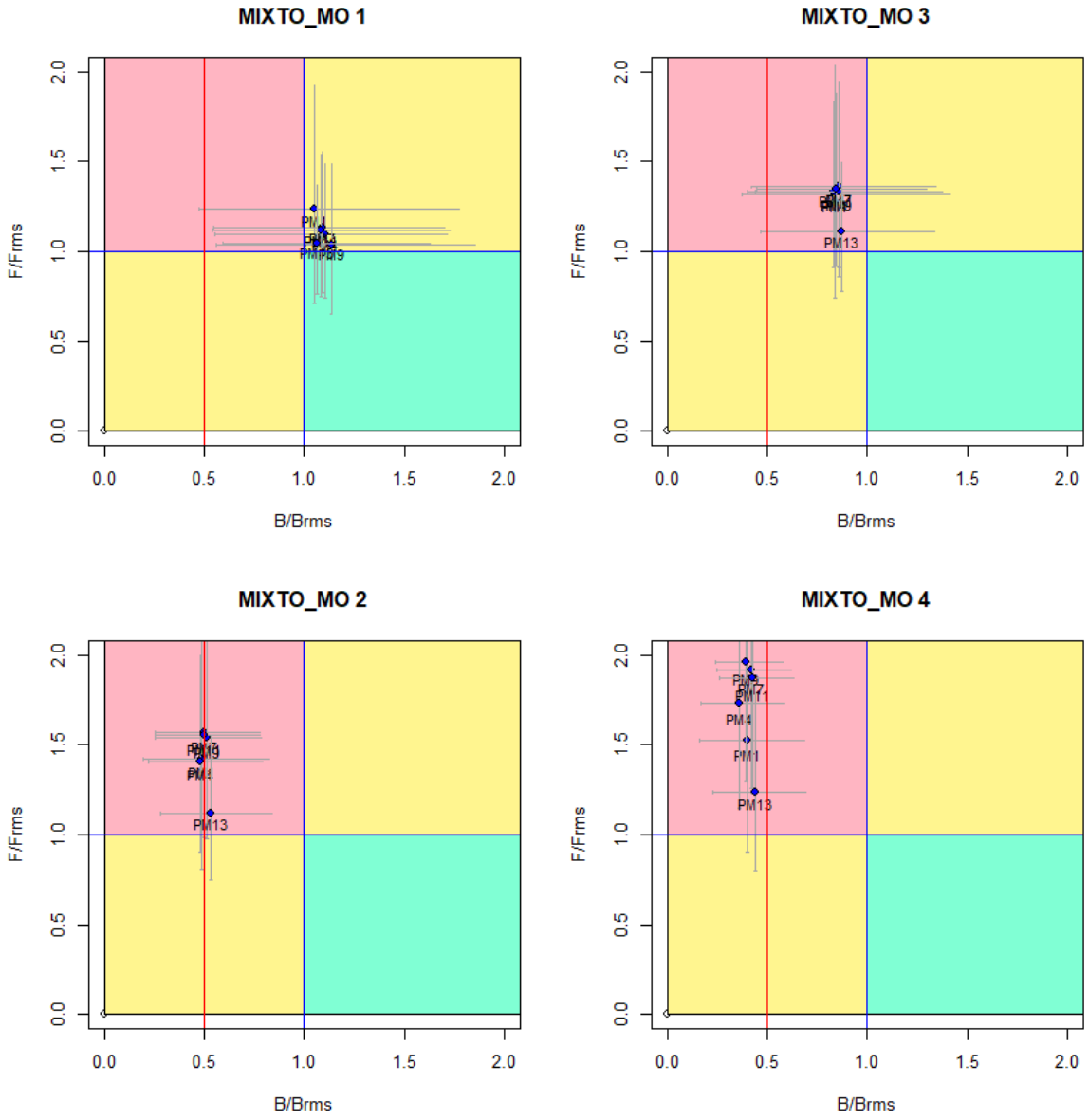


Figura 53. Diagrama de Kobe para 6 procedimientos de manejo (PM) y 4 modelos operativos (MO) de la pesquería mixta sardina común-anchoveta.

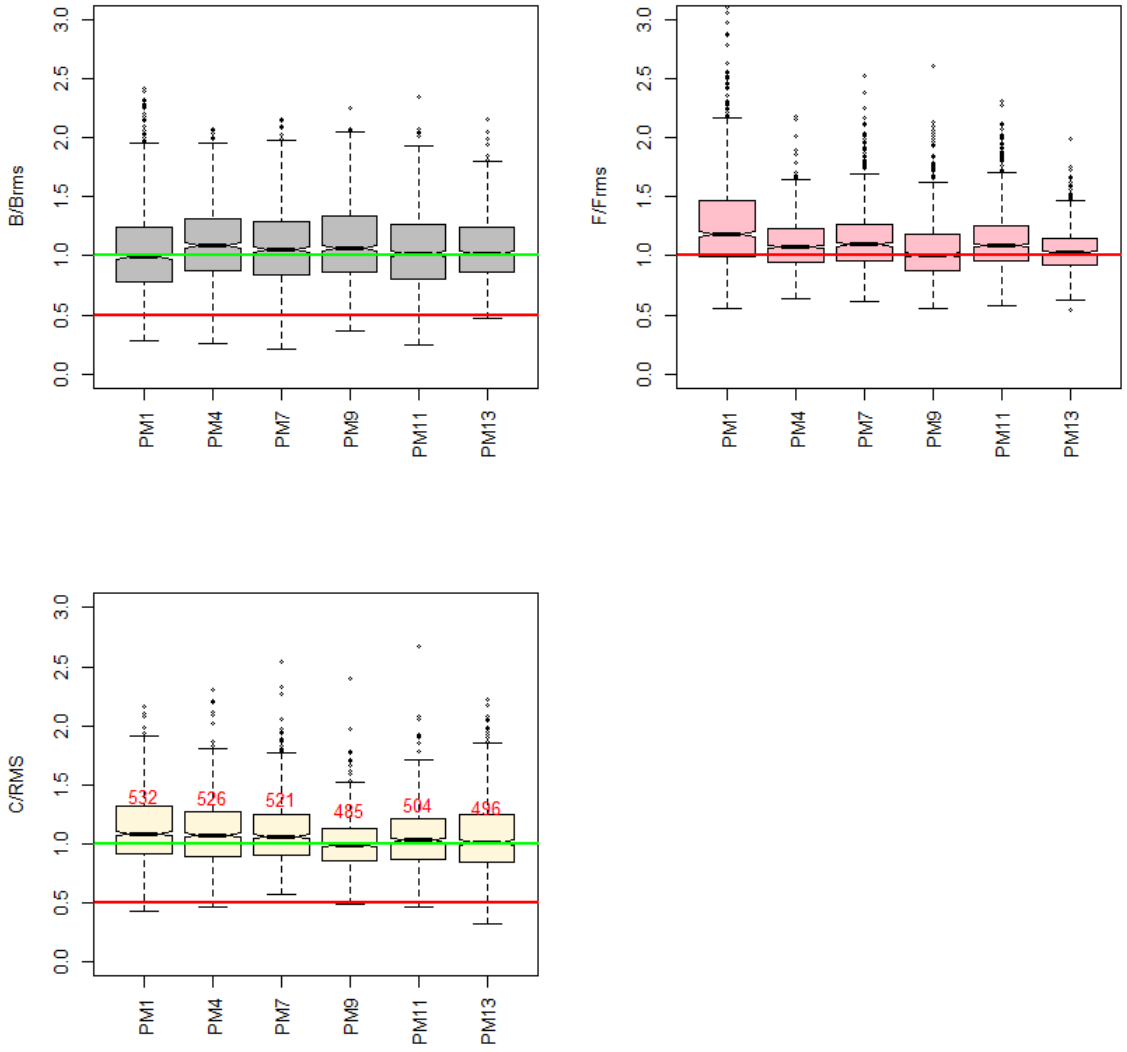


Figura 54. Box-plot de la biomasa, mortalidad por pesca y capturas relativas para 6 procedimientos de manejo de la pesquería mixta sardina común-anchoveta. Los números en rojo representan el valor esperado de capturas de largo plazo.

6.4. Objetivo específico 4: Evaluar la efectividad del manejo para alcanzar el o los objetivos de manejo establecidos por la LGPA y otros que se propongan para la administración de una pesquería mixta de sardina común y anchoveta.

6.4.1 Desempeño de configuraciones alternativas al procedimiento de manejo actual PM1

Se compara el desempeño del PM actual (PM1) de la pesquería mixta frente a tres procedimientos alternativos bajo la misma RCC0 (F constante): PM2 en el cual no se considera el descuento por remanente, PM3 equivalente a PM2, pero además sin considerar niveles de riesgos en las decisiones, y PM14 equivalente a PM1, pero sin considerar la veda de reclutamiento. Esta última solicitada por los integrantes del Comité de Manejo. Se compara además el efecto que tendría en la pesquería no considerar la hiper-regla en las actualizaciones de cuotas de capturas. Las variables de desempeño de la pesquería son seis: (i) probabilidad de capturas mayores a 500 mil t anuales, (ii) beneficios económicos, (iii) estabilidad de la pesquería, (iv) CPUE (t/viaje), (v) menor número de viajes de pesca y (vi) el nivel de las capturas. Para las dimensiones biológicas se consideran las variables mencionadas en el capítulo anterior.

- **Descuentos por remanentes**

Desde la perspectiva de indicadores para la pesquería, los resultados muestran que bajo las condiciones ambientales promedio (MO1) y al prescindir de la política de descuentos por remanentes (PM2), la pesquería aumentaría el esfuerzo de pesca disminuyendo el rendimiento de pesca. Sin embargo lograría mayor estabilidad de las capturas (incremento del 4%) y aumento en un 11% en la probabilidad de registrar capturas mixtas mayores a 500 mil t (**Tabla 14, Figura 55**). Un esquema alternativo de manejo basado en no descontar los saldos de remanentes, pero autorizar su extracción (PM2b), generarían apenas el aumento del 6% en las capturas promedio, pero una reducción del 19% en la estabilidad de estas (**Tabla 14**). Considerando los atributos de conservación, el análisis muestra que PM1 y PM2 tienen en general similar desempeño en el riesgo de sobrepesca, pero en PM2 aumenta en un 10% la probabilidad del alcanzar la plena explotación y en un 17% la probabilidad de ingresar a la zona de sub-explotación (sin sobrepesca ni sobreexplotación) (**Figura 55**, **Tabla 14**). Otorgar la extracción de remanentes sin descontarlos de la cuota (PM2b) genera peor desempeño general en las 6 variables de conservación y pesqueras, incrementando en un 25% el riesgo de sobrepesca y del 10% en salir de la zona de plena explotación.

Bajo condiciones ambientales desfavorables, ya sean cambios de régimen con o sin afectación de los rasgos biológicos (MO3, MO4 y MO5), los resultados muestran que con o sin política de remanentes, los efectos sobre la pesquería y sobre los ítems de conservación se ven minimizados. En otras palabras, el efecto de la política de remanente se disipa pues predominan escenarios de bajos niveles de biomasa y capturas, y por ende mayores riesgos de conservación (**Figura 55**). En términos generales, la política de descuentos y extracción de los remanentes (PM1) o solo la extracción de estos últimos (PM2b), no generan en general mayores efectos en las variables de conservación respecto del escenario sin políticas de remanentes (PM1).

Tabla 14. Variación relativa (en color) de indicadores de desempeño para la pesquería mixta sardina común-anchoveta centro sur para diferentes procedimientos de manejo basados en la política de remanentes. El color verde denota valores deseables y el rojo valores indeseables. El PM1 es considerado como referencia (1ra columna). En la variable viajes, lo negativo es el incremento colorado en rojo. PM2 se refiere a la política sin remanentes y PM2b es la política sin descuento de remanentes pero con autorización de su extracción.

	PM1	PM2	PM2b
Ind. pesquería			
Capturas	544	0.05	0.06
Viajes	9735	0.14	0.14
CPUE (t/viaje)	56	-0.08	-0.07
Estabilidad capturas	0.26	0.04	-0.19
Capturas>500 mil t	0.63	0.11	0.11
Ind. conservación			
Sin sobprepesca	0.52	-0.02	-0.25
Plena-explotación	0.40	0.10	-0.10
Sub-explotación	0.24	0.17	-0.25
p(B>Blim)	0.95	-0.06	-0.08
B/Brms	0.96	0.04	-0.05
Estabilidad status	0.17	-0.06	-0.06

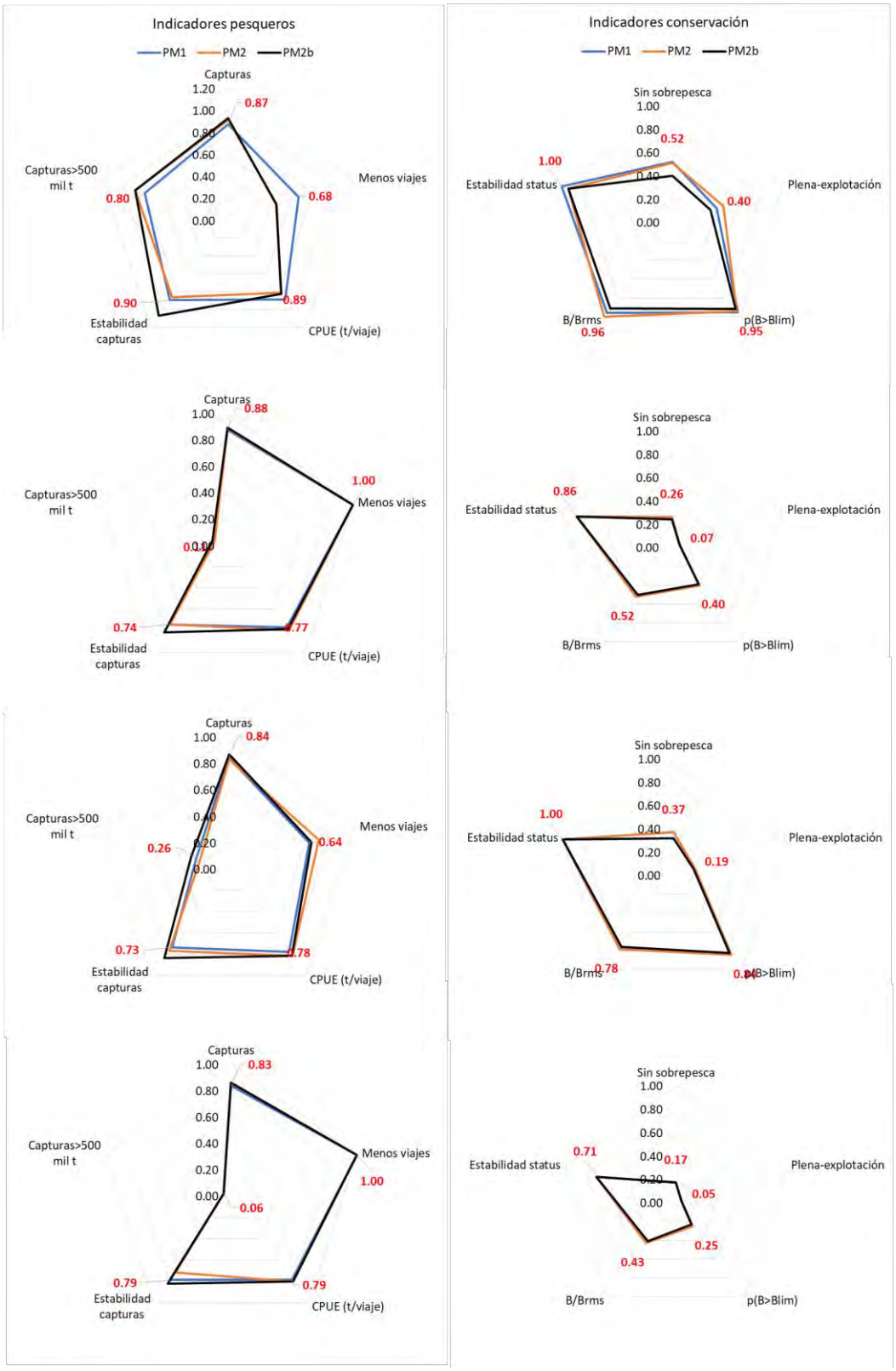


Figura 55. Desempeño de distintas configuraciones del procedimiento de manejo actual con política de remanentes (PM1), respecto de la opción sin remanentes (PM2) y de la opción con extracción de remanentes, pero sin descuentos en la cuota (PM2b) y distintos MO.

- **Efecto de factores de riesgo y veda de reclutamiento**

De los cuatro PM alternativos bajo el uso de la regla actual RCC0 (PM1, PM2, PM3 y PM14), se destaca que PM3 (base sin factores de riesgo en la CBA, ni política de remanentes e incluyendo factores de estabilidad de las capturas) genera las mayores capturas y probabilidad de capturas mixtas mayores a 500 mil t anuales (**Figura 56**). Sin embargo, con este PM disminuye tanto la probabilidad de permanecer en el estado "sin sobrepesca" como de permanecer en la región de "plena explotación". Por otra parte y al prescindir de la veda de reclutamiento (PM14), se observan las menores capturas y beneficios, pero mayores niveles de estabilidad de las capturas, altas tasas de CPUE y minimos viajes de pesca. Con este PM si bien aumentaría la probabilidad de reducir la sobrepesca potencial (**Figura 56**, **Tabla 15**), se registra una menor estabilidad en el status del recurso, menores niveles de biomasa, menor probabilidad de alcanzar la condición de plena explotación, aunque mayor probabilidad de mantener al recurso sin sobrepesca (**Figura 56**).

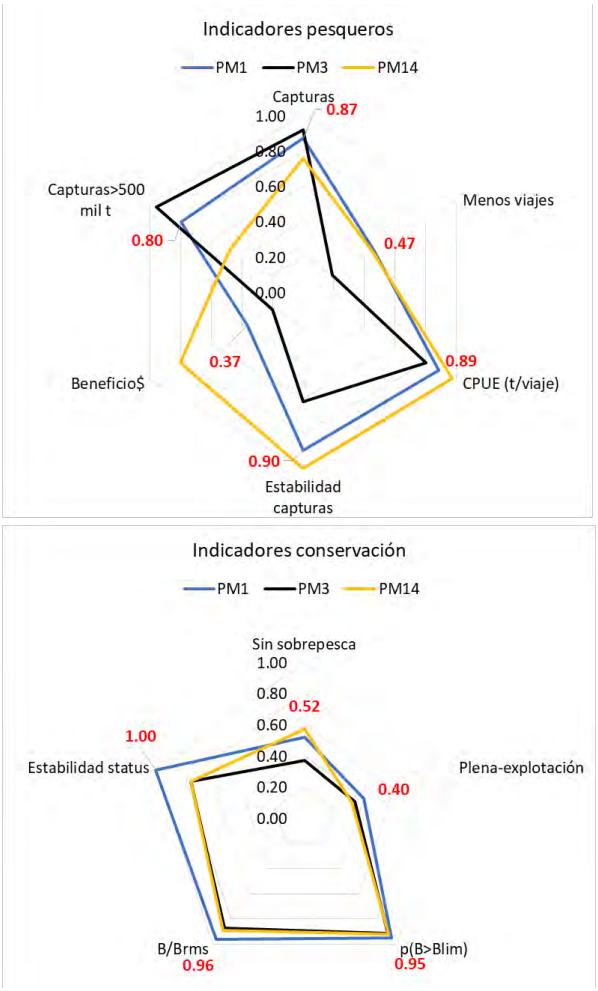


Figura 56. Desempeño de distintas configuraciones del actual procedimiento de manejo (PM1) respecto de no considerar criterio de riesgo en la CBA (PM3) o eliminar veda de reclutamiento (PM14). Pesquería mixta sardina común-anchoveta. Los valores en rojo se refieren al PM1 (actual).

- **Efecto de la "hiper-regla"**

El desempeño comparativo del procedimiento actual PM1 con/sin hiper-regla muestra que esta medida afecta de manera similar a los dos recursos. Los efectos más destacables es que sin esta medida y en ambos recursos, aumentan las probabilidades de plena explotación y reduce el riesgo de sobrepesca, se registra incremento poblacional y disminuye el esfuerzo de pesca entre un 9% y 15%. Sin embargo, sin esta media significaría la disminución en la estabilidad de las capturas anuales en un 20% promedio junto a la disminución de estas entre un 5% y 10% (**Figura 57**). En términos generales, el uso de esta medida genera mayores capturas, esfuerzo de pesca (10% mayor) y mayor estabilidad de las capturas, con bajo efecto en los niveles poblacionales, aun cuando la sardina resulta ligeramente más afectada e incrementando el riesgo de salir de la plena explotación (i.e mayor probabilidad de caer en sobreexplotación y sobrepesca).

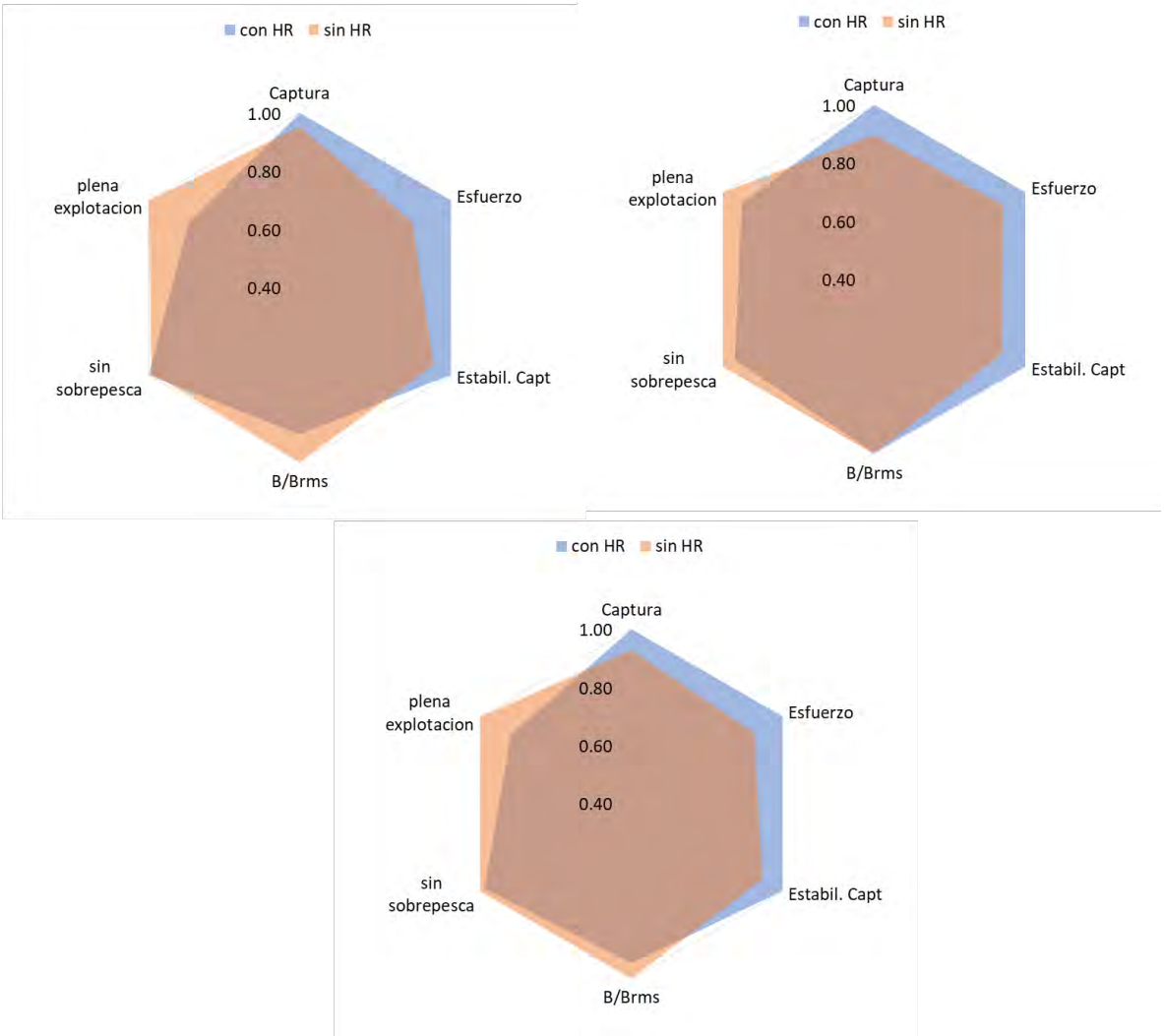


Figura 57. Efectos relativos monoespecíficos de la aplicación de la hiper-regla (HR) en los recursos sardina común y anchoveta en PM1.

6.4.2 Desempeño comparativo de procedimientos de manejo en la pesquería mixta

Se comparó el desempeño de los 13 procedimientos de manejo mixtos alternativos al PM1 actual. Los resultados muestran que, de los 6 candidatos, PM1 (actual) genera la mayor estabilidad poblacional, pero deja menor biomasa en el largo plazo. La mayor biomasa la genera PM9 mientras PM1 es la más proclive a la sobrepesca (menor probabilidad de evitar la sobrepesca). Desde la perspectiva de la operación pesquera, PM13 se ubica con la mejor puntuación en cuatro de cinco variables de desempeño (**Figura 58**). En el plano de los indicadores pesqueros, el PM13 se ubica entre los de mejor desempeño en la realización de menos viajes (esfuerzo de pesca), mayor CPUE, mayor estabilidad de las capturas y mayores beneficios económicos. En esta dimensión, el PM1 presenta el peor desempeño económico y menor CPUE (**Figura 58**, **Tabla 15**). Del mismo modo, y en relación con la dimensión de conservación, PM13 se ubica entre los de mejor desempeño en 4 de las 5 variables consideradas, comprometiendo solo menor probabilidad de mantener la pesquería en plena explotación.

Los resultados generales muestran que los PM afectan en diferente magnitud y dimensión a la pesquería. Además, muchos de los PMs y sus indicadores presentan señales contradictorias. Los PMs que tienen una variación positiva notable (aumento) en las capturas presentan a su vez los más bajos índices de estabilidad de las capturas y disminuciones en la probabilidad de mantenerse fuera de los riesgos de sobrepesca y plena-explotación. Considerando el MO1 como referencia, y a excepción a PM14, de los PM considerados todos aumentarían las capturas y la probabilidad de alcanzar desembarques mayores a 500 mil t (**Tabla 15**).

Del mismo modo y en cuanto a los indicadores de conservación, solo PM2 (i.e sin política de remanentes) supera al PM1 en cuando a la probabilidad de alcanzar los estados de sub o plena explotación. A excepción de PM13, en el resto de los PMs y variables analizadas, el desempeño general es negativo. En este sentido y considerando tanto la pesquería como ítems de conservación de recursos, el PM13 es el que presenta la mayor similitud al PM actual salvo en dos variables; mayor variación en las capturas anuales y mayor probabilidad de capturas importantes (**Tabla 15**).

Por el lado de los indicadores de beneficios económicos, se estima que el PM1 en la pesquería genera cerca de MM$ 17 anuales de los cuales, MM$ 14 representan los beneficios sociales (beneficios privados descontado los costos sociales). Se destaca que los beneficios económicos de la pesquería están linealmente relacionados con la CPUE, y que la pesquería solo registraría aumentos de beneficios en los PM4, PM7, PM9, PM11 y PM13. Cabe destacar que PM2 (sin descuento por remanente) no genera mayor variación en los beneficios de la pesquería (**Tabla 15**). En el mismo sentido, los análisis muestran que bajo condiciones ambientales desfavorables

(MO2, MO3 y MO4), la operación de embarcaciones estándar de 16-18 m eslora no sería económicamente rentable. Además, en estas condiciones, son pocos los PM que podrían ser sostenibles no obstante PM13 mantiene o mejora algunos indicadores pesqueros, incluso evitando o reduciendo los niveles de sobrepesca potenciales del PM1.

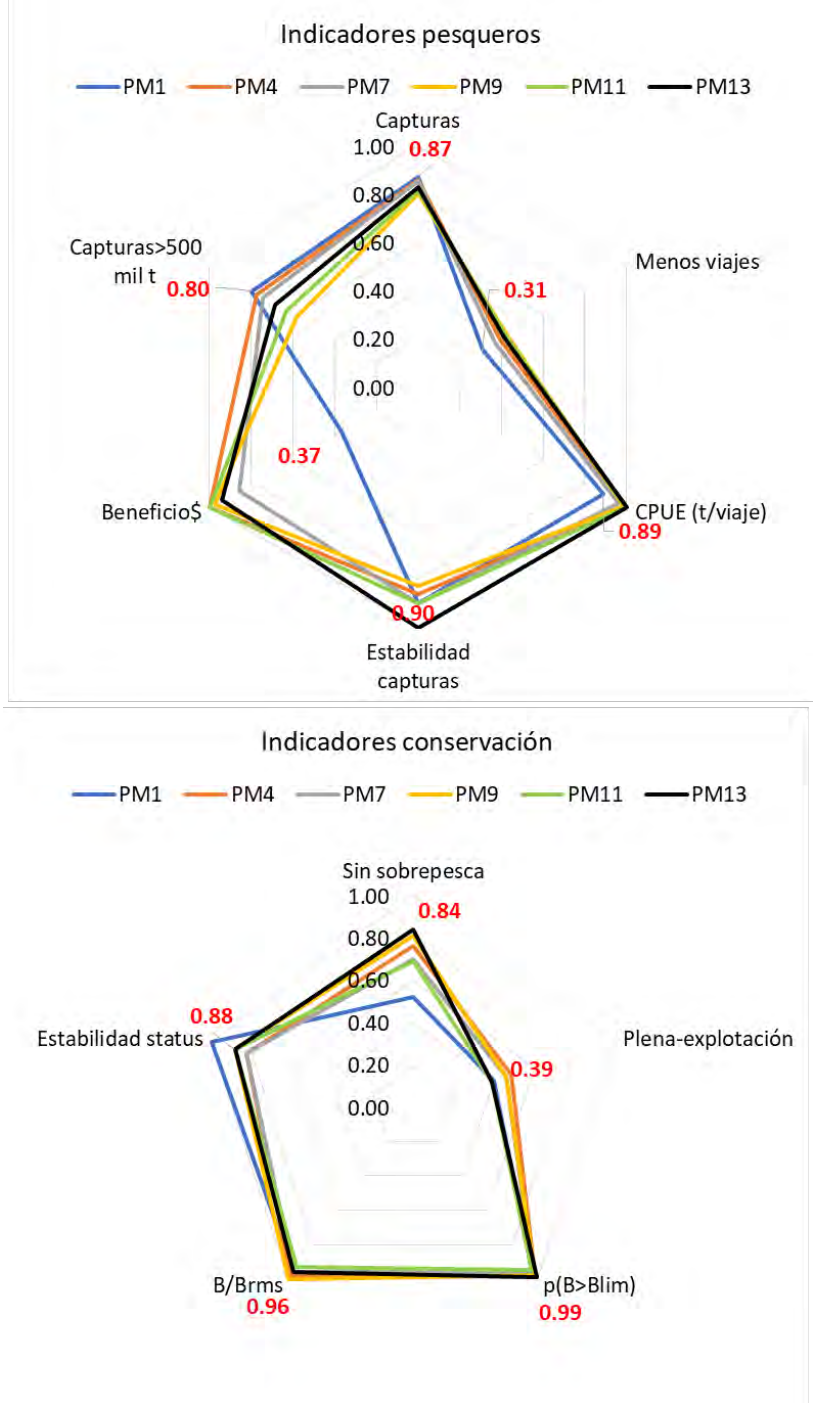


Figura 58. Desempeño de seis procedimientos de manejo para la pesquería mixta sardina común-anchoveta. Los valores en rojo se refieren al PM1 (actual).

Tabla 15. Variación relativa (en color) de indicadores de desempeño para la pesquería mixta sardina común-anchoveta centro sur para diferentes procedimientos de manejo y modelos operativos. El color verde denota valores deseables y el rojo valores indeseables. El PM1 es considerado como referencia (1ra columna). En la variable viajes, lo negativo es el incremento colorado en rojo.

M. Operativo 1	PM1	PM2	PM3	PM4	PM5	PM6	PM7	PM8	PM9	PM10	PM11	PM12	PM13	PM14
Ind. pesquería														
Capturas	544	0.05	0.05	-0.02	0.12	0.12	-0.02	0.13	-0.08	0.15	-0.06	0.13	-0.05	-0.13
Viajes	9735	0.14	0.17	-0.12	0.40	0.44	-0.09	0.34	-0.17	0.39	-0.16	0.42	-0.15	-0.21
CPUE (t/viaje)	56	-0.08	-0.10	0.12	-0.20	-0.22	0.08	-0.16	0.11	-0.18	0.12	-0.20	0.13	0.10
Estabilidad	0.26	0.04	0.31	0.04	0.12	0.08	0.00	0.12	0.08	0.15	0.00	0.12	-0.12	-0.12
Capturas>500 mil t	0.63	0.11	0.21	-0.03	0.21	0.19	-0.06	0.24	-0.27	0.25	-0.21	0.24	-0.14	-0.40
Ind. conservación														
Sin sobprepesca	0.52	-0.02	-0.31	0.50	-0.67	-0.50	0.37	-0.62	0.60	-0.56	0.35	-0.67	0.67	0.10
Plena-explotación	0.40	0.10	-0.10	0.15	-0.32	-0.15	0.10	-0.28	0.10	-0.18	-0.02	-0.30	-0.02	-0.13
Sub-explotación	0.24	0.17	-0.04	0.71	-0.54	-0.17	0.58	-0.46	0.75	-0.29	0.37	-0.50	0.37	-0.04
p(B>Blim)	0.95	-0.06	-0.09	-0.02	-0.24	-0.22	-0.04	-0.22	-0.02	-0.21	-0.05	-0.22	-0.01	-0.08
B/Brms	0.96	0.04	-0.09	0.02	-0.24	-0.19	0.00	-0.21	0.04	-0.19	-0.03	-0.22	0.00	-0.07
Estabilidad status	0.17	-0.06	-0.24	-0.18	-0.24	-0.29	-0.18	-0.24	-0.12	-0.24	-0.12	-0.24	-0.12	-0.24
Ind. económicos														
Benef priv (miles $)	8233	-1.25	-1.19	1.71	-3.61	-3.75	1.34	-2.64	1.65	-3.12	1.72	-3.52	1.56	1.19
Benef soci (miles $)	5156	-2.04	-1.99	2.87	-6.10	-6.31	2.27	-4.40	2.79	-5.25	2.88	-5.91	2.64	2.03

M. Operativo 2	PM1	PM2	PM3	PM4	PM5	PM6	PM7	PM8	PM9	PM10	PM11	PM12	PM13	PM14
Ind. pesquería														
Capturas	337	0.01	0.00	0.01	0.11	0.07	0.01	0.14	0.01	0.10	0.01	0.09	-0.11	-0.05
Viajes	11742	-0.02	0.48	-0.12	100.00	100.00	0.27	100.00	0.31	100.00	0.28	100.00	-0.32	-0.07
CPUE (t/viaje)	29	0.03	-0.32	0.14	-1.00	-1.00	-0.21	-1.00	-0.23	-1.00	-0.21	-1.00	0.30	0.01
Estabilidad	0.20	0.00	0.25	-0.15	0.05	0.10	0.05	-0.05	0.05	0.05	0.00	0.05	-0.35	-0.20
Capturas>500 mil t	0.11	-0.09	-0.27	-0.09	0.73	0.55	-0.27	1.27	-0.27	0.64	-0.27	0.64	-0.36	-0.36
Ind. conservación														
Sin sobprepesca	0.29	-0.04	-0.31	0.04	-0.31	-0.30	-0.21	-0.31	-0.23	-0.34	-0.21	-0.34	0.58	-0.13
Plena-explotación	0.06	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	-0.04
Sub-explotación	0.04	0.00	0.50	0.25	0.25	0.25	0.25	0.50	0.00	0.25	0.25	0.00	0.00	-0.75
p(B>Blim)	0.41	-0.60	-0.76	-0.55	-0.78	-0.78	-0.67	-0.78	-0.69	-0.80	-0.69	-0.80	-0.50	-0.68
B/Brms	0.52	0.00	-0.23	0.00	-0.33	-0.33	-0.17	-0.35	-0.17	-0.37	-0.17	-0.37	0.04	-0.17
Estabilidad status	0.05	0.20	0.40	0.40	0.40	0.40	0.40	0.40	0.40	0.40	0.40	0.40	0.40	-0.60
Ind. económicos														
Benef priv (miles $)	<0													
Benef soci (miles $)	<0													

Tabla 15. Continuación.

M. Operativo 3	PM1	PM2	PM3	PM4	PM5	PM6	PM7	PM8	PM9	PM10	PM11	PM12	PM13	PM14
Ind. pesquería														
Capturas	430	-0.01	0.04	-0.01	0.15	0.08	-0.01	0.11	-0.02	0.19	0.00	0.14	-0.09	-0.10
Viajes	9925	-0.06	0.08	-0.14	0.39	0.31	-0.09	0.43	-0.13	0.52	-0.11	0.42	-0.29	-0.19
CPUE (t/viaje)	43	0.05	-0.04	0.15	-0.17	-0.17	0.10	-0.23	0.13	-0.22	0.12	-0.20	0.29	0.12
Estabilidad	0.22	-0.05	0.27	-0.14	0.14	0.09	-0.09	0.14	-0.05	0.14	-0.09	0.14	-0.36	-0.18
Capturas>500 mil t	0.26	-0.12	0.00	-0.12	0.73	0.31	-0.15	0.54	-0.35	1.04	-0.08	0.69	-0.27	-0.42
Ind. conservación														
Sin sobprepesca	0.41	-0.07	-0.41	-0.05	-0.58	-0.44	-0.17	-0.61	-0.12	-0.46	-0.15	-0.58	0.51	0.02
Plena-explotación	0.23	-0.05	-0.12	-0.08	-0.17	-0.12	-0.09	-0.16	-0.06	-0.08	-0.08	-0.14	-0.04	-0.08
Sub-explotación	0.12	-0.17	-0.42	-0.25	-0.67	-0.58	-0.25	-0.83	-0.08	-0.17	-0.33	-0.75	-0.08	-0.08
p(B>Blim)	0.87	-0.16	-0.23	-0.12	-0.36	-0.35	-0.17	-0.41	-0.16	-0.33	-0.15	-0.38	-0.07	-0.20
B/Brms	0.81	-0.04	-0.15	-0.06	-0.25	-0.23	-0.10	-0.28	-0.07	-0.19	-0.07	-0.25	-0.02	-0.09
Estabilidad status	0.13	0.00	-0.15	-0.08	-0.31	-0.23	-0.15	-0.31	-0.15	-0.23	-0.08	-0.23	-0.08	-0.23
Ind. económicos														
Benef priv (miles $)	<0													
Benef soci (miles $)	<0													

M. Operativo 4	PM1	PM2	PM3	PM4	PM5	PM6	PM7	PM8	PM9	PM10	PM11	PM12	PM13	PM14
Ind. pesquería														
Capturas	260	0.03	0.11	0.05	0.17	0.15	0.12	0.20	0.10	0.18	0.10	0.20	-0.07	0.01
Viajes	10357	0.01	100.00	0.04	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	-0.27	0.18
CPUE (t/viaje)	25	0.02	-1.00	0.01	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.27	-0.14
Estabilidad	0.22	0.09	0.36	-0.05	0.14	0.14	0.18	0.09	0.18	0.00	0.14	0.05	-0.27	-0.14
Capturas>500 mil t	0.06	0.00	0.33	0.00	0.67	0.83	0.00	0.83	0.00	1.00	0.00	0.83	0.00	-0.17
Ind. conservación														
Sin sobprepesca	0.18	-0.01	-0.20	-0.16	-0.21	-0.20	-0.20	-0.21	-0.20	-0.21	-0.21	-0.21	0.39	-0.11
Plena-explotación	0.05	0.00	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	-0.03
Sub-explotación	0.01	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-1.00
p(B>Blim)	0.22	-0.75	-0.84	-0.81	-0.87	-0.88	-0.82	-0.86	-0.84	-0.87	-0.84	-0.87	-0.72	-0.84
B/Brms	0.42	0.02	-0.26	-0.07	-0.38	-0.40	-0.26	-0.45	-0.31	-0.50	-0.31	-0.48	-0.24	-0.19
Estabilidad status	0.05	0.00	0.40	0.40	0.40	0.40	0.40	0.40	0.40	0.40	0.40	0.40	0.40	-0.60
Ind. económicos														
Benef priv (miles $)	<0													
Benef soci (miles $)	<0													

6.4.3 Relación entre las dimensiones de pesquería vs de conservación

A menudo los intereses de la pesquería se contraponen a los intereses de conservación de los recursos. Un análisis de los desvíos de valores promedios de puntuación de las dos dimensiones, considerando el promedio de todos los modelos operativos, bajo el contexto del MO1, indican que el actual procedimiento de manejo PM1 y la extensión PM2 (sin descuento por remanente) se ubican en la zona deseable en la cual se propenden a la conservación y la pesquería (cuadrante II, **Figura 59**). Por su parte, la configuración de PM3 (sin criterios de riesgo en la CBA) compromete ambos ejes analizados. En este cuadrante III se ubican, en general, todos los PM que no consideran el principio de precaución en la propuesta de la cuota inicial o que asumen que la CBA es una proporción de la cuota vigente. En el cuadrante IV se destaca PM14 (sin veda de reclutamiento) el cual, si bien beneficia la pesquería, presenta baja puntuación en la escala de la conservación, incluso por debajo de PM1 (**Figura 59**). En el cuadrante II se ubican los PM que propenden a la conservación y favorecen la pesquería mixta, destacando PM13 (regla rampa en la mortalidad por pesca) seguido de PM4 con las más altas puntuaciones.

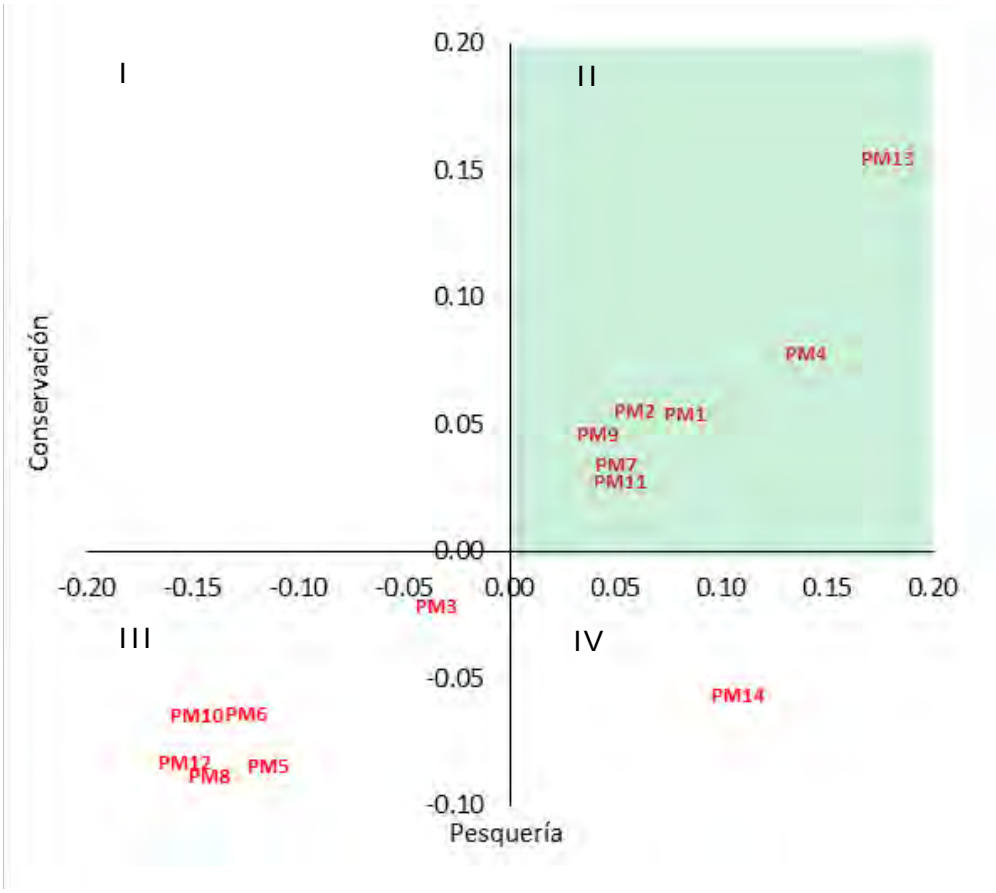


Figura 59. Relación de desvíos entre los intereses de la pesquería y los objetivos de conservación de los recursos sardina común-anchoveta. El área verde representa la zona ideal.

El resumen de las puntuaciones por dimensión y modelo operativo permiten visualizar el desempeño promedio de cada PM analizado. Desde la mirada de mayor compatibilidad de las dimensiones pesquería-conservación y considerando todos los modelos operativos destacan PM1, PM2, PM4, PM7, PM9, PM11 y PM13 (**Tabla 16**). En este y bajo condiciones ambientales promedio (MO1), el procedimiento de manejo actual PM1 destaca por la dimensión conservación (0.77) respecto de la pesquera (0.71), pero en ambas dimensiones por debajo de los máximos registrado en PM4, PM9 y PM13.

Como fue mencionado, los cambios ambientales representados por los MO2 a MO4 afectan el desempeño de los PM, reduciendo en general sus puntuaciones. Se destaca por ejemplo los PM4 a PM11, los cuales se vuelven más relevantes en la dimensión pesquería con puntuaciones por debajo de 0.7 y menor desempeño en la dimensión conservación, con puntuaciones que en general fluctúan en torno a 0.4 (**Tabla 16**). No obstante, existen PM que perduran en su mejor puntuación independientemente del MO. Al integrar todos los MO destaca de manera notable el desempeño de PM13, con la mayor puntuación promedio (0.71) y balance entre dimensiones (0.65 y 0.67). En cambio, el PM1 actual pondera 0.57 y con mayor nivel de desbalance (0.56 y 0.59).

Tabla 16. Desempeño promedio global de los 14 PM y 4 MO evaluados para la pesquería mixta sardina común-anchoveta. El color verde más oscuro representa la mayor puntuación.

	MO1		MO2		MO3		MO4		Todos los MO		
PM	Pesq.	Conserv.	Pesq.	Conserv.	Pesq.	Conserv.	Pesq.	Conserv.	Pesq.	Conserv.	**Total**
1	0.71	0.77	0.70	0.40	0.65	0.66	0.69	0.32	0.69	0.54	0.61
2	0.60	0.77	0.70	0.42	0.67	0.64	0.69	0.32	0.67	0.54	0.60
3	0.62	0.65	0.61	0.36	0.59	0.52	0.47	0.31	0.57	0.46	0.52
4	0.81	0.81	0.74	0.47	0.72	0.62	0.71	0.34	0.75	0.56	0.65
5	0.42	0.53	0.50	0.34	0.57	0.42	0.48	0.29	0.49	0.40	0.45
6	0.41	0.57	0.48	0.34	0.56	0.47	0.48	0.29	0.48	0.42	0.45
7	0.78	0.78	0.65	0.39	0.69	0.58	0.50	0.32	0.66	0.52	0.59
8	0.50	0.55	0.41	0.34	0.54	0.40	0.42	0.29	0.46	0.40	0.43
9	0.77	0.83	0.65	0.39	0.69	0.59	0.48	0.31	0.65	0.53	0.59
10	0.46	0.57	0.44	0.33	0.55	0.48	0.38	0.28	0.46	0.42	0.44
11	0.79	0.77	0.66	0.39	0.71	0.60	0.48	0.31	0.66	0.52	0.59
12	0.43	0.54	0.43	0.33	0.56	0.44	0.40	0.29	0.45	0.40	0.43
13	0.81	0.81	0.77	0.56	0.79	0.71	0.77	0.46	0.78	0.64	0.71
14	0.74	0.69	0.71	0.25	0.71	0.58	0.69	0.18	0.71	0.43	0.57

6.5. Objetivo específico 5: Asesorar al Comité de Manejo en la evaluación de las propuestas de estrategias de captura para las pesquerías, desarrolladas durante el año 2022.

6.5.1 Taller 1: Reglas de Control de Captura e Indicadores de Desempeño dirigido al Comité de Manejo de pequeños pelágicos de la zona centro sur.

El taller fue realizado el 11 de diciembre de 2023, modalidad presencial, en el auditorio del Instituto de Investigación Pesquera (INPESCA) en la ciudad de Talcahuano. Contó con la participación 23 asistentes; integrantes del Comité de Manejo de sardina común y anchoveta junto a otros representantes del sector artesanal e industrial, ex integrantes del Comité de Manejo, sectorialistas de la SSPA y el equipo de investigadores que forman parte del proyecto (**Figura 60** y **Anexo 1**).

Figura 60. Material fotográfico de los asistentes al taller Reglas de Control de Capturas e Indicadores de Desempeño. Talcahuano 11 de diciembre de 2023.

- **Reglas de Control de Captura**

El *focus group* se desarrolló a partir de las consultas realizadas (**Tabla 8**), logrando un alto nivel de participación de los asistentes, en esta actividad se revisaron las preguntas que fueron expuestas y discutidas en el marco de las intervenciones de cada participante. Los resultados de las respuestas a cada pregunta se presentan a continuación:

1) Nivel de captura de referencia “sostenible” apropiado (mono o multi especie)

El valor propuesto fluctuó entre 600.000 y 650.000 t conjunto para ambos recursos, basándose en las capturas de los años 2008 y 2011. A pesar de que este valor se estimó basado en la historia reciente de esta pesquería para la Región del Biobío, se consideró que no es apropiado hacer una estimación basada en el número de embarcaciones debido a la heterogeneidad de los tamaños que existe.

2) Nivel de captura más baja admisible (mono o multi especie)

La consulta se centró en determinar bajo qué escenario no saldrían a pescar, donde hubo cierto consenso en que el nivel de captura más bajo admisible no podía ser menor que 1.000 t para embarcaciones de 18 m y de 200 a 250 t para embarcaciones pequeñas. De esta manera, se protegería tanto la competitividad como la inversión realizada. Además, se resaltó que, en situaciones de asignación de cuotas reducidas por embarcación, es común entregar estas cuotas a otras embarcaciones, mediante los traspasos.

3) Nivel de Biomasa de Referencia

Se sugirió que los años 2008, 2009 y 2011 podrían ser considerados para estimar estas referencias. En la condición actual, con biomasas entre 3 y 3.5 millones de t, las capturas fluctúan alrededor del 30% de estas biomasas, basándose en las estimaciones de cruceros acústicos para ambas especies. Se enfatizó la importancia de observar años recientes como referencias, extrayendo períodos de 5 años de los modelos de evaluación de stock para permitir variabilidad reciente en la referencia utilizada.

4) Nivel de biomasa bajo el cual se acepta una disminución en las capturas

Se enfatizó que es fundamental establecer siempre un umbral mínimo de capturas, independientemente de las condiciones que afecten al recurso. Si el nivel desciende y no hay presencia de peces, se desaconseja la actividad de pesca debido a la falta de disponibilidad. Este fenómeno se entiende como parte de condiciones cíclicas normales. Además, se reconoce que la pesca es una actividad económica, y la rentabilidad juega un papel crucial en la decisión de continuar o interrumpir los esfuerzos de captura. Mientras persista la rentabilidad económica, los pescadores seguirán participando en las operaciones de captura.

5) Tipo de cuotas de captura preferida: variable anualmente o constante por algunos años

Se prefieren cuotas variables dependiente de la biomasa anual con el uso de estabilizador de las capturas. Este estabilizador debe funcionar solo en el caso que la biomasa se encuentre por debajo al nivel de referencia y no aplicarlo en caso contrario, dado que los años con altas capturas se perciben como un sustento económico para los años siguientes, donde los armadores administran sus ganancias y/o las invierten para apoyarse en años futuros con menores capturas e ingresos.

6) Nivel de variación porcentual anual (o en valor absoluto) de capturas es posible tolerar

La mayoría de los usuarios indica que el amortiguador debiese estar en niveles de un 15% a 20% y operar sólo en el caso que se deban disminuir las capturas, para así evitar cambios drásticos como lo ocurrido en el 2013. De igual manera, hay quienes indican que este estabilizador debiese operar en ambas direcciones.

7) El reclutamiento como variable de desempeño a proteger

Hay coincidencia en que se debe realizar protección de las fracciones reclutas y desovantes y que se debiesen revisar los tamaños y los porcentajes de reclutas en las capturas. En este sentido, indican que las capturas debiesen comenzar en febrero como una buena práctica para evitar problemas a la operación de pesca por la merma de disponibilidad.

8) Seguir manteniendo el remanente en el sistema de revisiones de cuotas

La respuesta fue dividida entre los distintos usuarios, un sector importante indica que la metodología debe ser revisada y mejorada en su forma de aplicación. En la actualidad el remanente genera inequidad, ya que estos remanentes son descontados de la cuota del próximo año afectando a grupos que no tienen saldos para capturar. Se alude que los remanentes surgieron como un mecanismo para postergar la captura por efecto de las complicaciones derivadas de la pandemia, pero que hoy no se justifica y genera problemas en su forma de operar. Se indica que una posibilidad sea el descuento en la cuota de la embarcación y no el total de embarcaciones como es en la actualidad. Por otro lado, algunos se inclinan por retirar del sistema de manejo el remanente y que se determine la cuota anual sin verse afectada por descuentos.

- **Indicadores de Desempeño**

1) Ámbito: Sustentabilidad del stock

La **Tabla 17** indica los valores de las preferencias en frecuencia de ocurrencia de los indicadores de desempeño correspondientes al ámbito sustentabilidad del stock, se advierte que el trabajo realizado en los grupos permitió establecer un orden jerárquico en relación con las preferencias planteadas, de esa manera se obtuvieron 6 niveles de jerarquía. En este aspecto, destaca que los participantes incorporaron 3 indicadores a los presentados por el equipo del proyecto, a saber: "esfuerzo de pesca" y "estar en la zona verde del diagrama de Kobe (tiempo de permanencia, número de veces o la probabilidad de caer en esta zona)" y "nivel de biomasa límite en reclutas y desovantes".

Tabla 17. Resultados de las preferencias expresadas en frecuencias de ocurrencia durante el *focus group* relacionado al ámbito sustentabilidad del stock.

N°	INDICADOR	Frecuencias de ocurrencia			Nivel Jerarquía
		Grupo1	Grupo2	Total	
1	Esfuerzo de pesca.	7	9	16	**1**
2	Estar en la zona verde del diagrama de Kobe (tiempo de permanencia, número de veces o probabilidad de caer en esta zona).	7	9	16	
3	Nivel de biomasa en los cruceros.	3	9	11	**2**
4	Nivel de variabilidad de la biomasa desovante.	4	5	9	**3**
5	Porcentaje de ejemplares bajo talla de referencia en las capturas.	2	7	9	
6	Niveles de biomasa límite.	4	4	8	**4**
7	Probabilidad de sobrepesca referido a que la mortalidad por pesca sea mayor a la mortalidad por pesca objetivo.	1	7	8	
8	Nivel de biomasa de referencia.	3	4	7	**5**
9	Nivel de biomasa límite en reclutas y desovantes.	7	0	7	
10	Talla mínima de referencia en las capturas.	0	5	5	**6**
11	Número de años en que la pesquería debe ser cerrada para alcanzar objetivo de conservación.	0	1	1	

2) Ámbito: Restauración del stock

La **Tabla 18** indica los valores de las preferencias en frecuencia de ocurrencia de los indicadores de desempeño correspondientes al ámbito restauración del stock, obteniendo 4 niveles de jerarquía. En este aspecto, se destaca que los participantes incorporaron 3 indicadores a los presentados por el equipo del proyecto, a saber: "Mortalidad por pesca forzada por medidas administrativas", "Proceso de alternancia de la especie dominante" e "Indicador de desempeño asociado a la estructura de tamaños". Respecto a la mortalidad por pesca forzada por medidas administrativas, se hizo alusión como ejemplo a la imputación conjunta, en este caso, la resolución de la cuota actúa como un forzante en la imputación de lo capturado a la especie que dispone de cuota para evitar caer en falta, ya que la proporción sardina común/anchoveta existente naturalmente en muchas ocasiones no es correspondiente a la proporción planteada en la resolución, de este modo, la mortalidad por especie declarada finalmente no es la correspondiente a lo real, ello se considera como un daño colateral de la medida administrativa.

Tabla 18. Resultados de las preferencias expresadas en frecuencias de ocurrencia durante el *focus group* relacionado al ámbito restauración del stock.

N°	INDICADOR	Frecuencias de ocurrencia			Nivel Jerarquía
		Grupo1	Grupo2	Total	
1	Probabilidad que la biomasa se "agote" o disminuya en exceso.	2	8	10	**1**
2	Probabilidad de colapso referido a que la biomasa desovante se encuentre por debajo de la biomasa límite.	2	7	9	**2**
3	Indicador de desempeño asociado a la estructura de tamaños.	0	9	9	
4	Número de años en los cuales se recupera el recurso.	3	5	8	**3**
5	Mortalidad por pesca forzada por medidas administrativas.	7	0	7	**4**
6	Proceso de alternancia de la especie dominante.	7	0	7	
7	Probabilidad de extinción del recurso.	0	2	2	

3) Ámbito: Intereses de los usuarios

La **Tabla 19** indica los valores de las preferencias en frecuencia de ocurrencia de los indicadores de desempeño correspondientes al ámbito intereses de los usuarios, obteniendo 6 niveles de jerarquía, incluyendo los consultados como los propuestos por los mismos usuarios. En este sentido, los integrantes del CM incluyeron: "precio de mercado de harina y aceite", "valor tonelada" y "porcentaje de grasa" como indicadores de valor agregado. Respecto a los indicadores de inicio de temporada que permita estimar el éxito de esta, se propuso: "tamaño, viajes con pesca, unidades por litro", "porcentaje de captura por viaje de pesca", "tamaño, tiempo y rentabilidad de la captura".

Tabla 19. Resultados de las preferencias expresadas en frecuencias de ocurrencia durante el *focus group*, relacionado al ámbito intereses de los usuarios.

N°	INDICADOR	Frecuencias de ocurrencia			Nivel Jerarquía
		Grupo1	Grupo2	Total	
1	Niveles de capturas	7	9	16	**1**
2	Variación anual de las capturas	7	8	15	**2**
3	Probabilidad de no completar la cuota	6	8	14	**3**
4	Nivel de remanentes	2	9	9	**4**
5	Precio de mercado de harina y aceite	0	8	8	**5**
6	Valor de la tonelada	0	8	8	
7	Tamaño, viajes con pesca, unidades por litro	0	8	8	
8	Número de viajes de pesca	0	6	6	**6**
9	Porcentaje de grasa	6	0	6	
10	Porcentaje de captura por viaje de pesca, tamaño, tiempo y rentabilidad de la captura	6	0	6	
11	Rentabilidad de la operación	6	0	6	

4) Ámbito: Bienestar social

La **Tabla 20** indica los valores de las preferencias en frecuencia de ocurrencia de los indicadores de desempeño correspondientes al ámbito bienestar social, obteniendo 4 niveles de jerarquía. Además, se propusieron 3 indicadores: "anticipar el inicio de la temporada", "nivel de empleo e ingreso" y "cantidad y calidad del empleo".

Tabla 20. Indicadores de desempeño jerarquizados del bienestar social.

N°	INDICADOR	Nivel Jerarquía
1	Nivel de cuotas de pesca	**1**
2	Extensión de la temporada de pesca	**2**
3	Anticipar el inicio de la temporada	**3**
4	Cantidad y calidad del empleo	**4**
5	Nivel de empleo e ingreso	

6.5.2 Taller 2: Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) y aplicación de RCC en las pesquerías de anchoveta y sardina común dirigido al CM.

El taller fue realizado el 07 de marzo de 2024, modalidad presencial, en el auditorio del Instituto de Investigación Pesquera (INPESCA) en la ciudad de Talcahuano. Contó con la participación 22 asistentes; integrantes del Comité de Manejo de sardina común y anchoveta, sectorialistas de la SSPA e investigadores que forman parte del proyecto **(Anexo 1)**.

Una vez realizadas las capacitaciones teóricas de los distintos conceptos relacionados con este estudio, se revisaron nuevamente los resultados obtenidos en el primer taller para ratificar el consenso alcanzado. Los principales acuerdos del taller son:

- Los miembros del CM se inclinan por establecer una RCC que considere como base el nivel de la cuota inicial del año pretérito, más un porcentaje superior o inferior de dicho nivel, pero aplicado de manera progresiva. Es decir, aplicar una banda de estabilización menor o igual a 15%. Además, evaluar distintos porcentajes de estabilización de captura, siguiendo como ejemplo el caso de la pesquería de jurel.

- El CM solicita evaluar el actual procedimiento de manejo, bajo mortalidad por pesca constante y aplicación de imputación conjunta.

- Incorporar y evaluar el PM basado en una pesquería mixta, con especial atención en cuotas de captura mínima de 450 mil t de captura conjunta para la macrozona.

- Para evaluar el desempeño de los procedimientos de manejo, el CM ratifica los ID presentados y seleccionados en el Taller 1.

6.5.3 Taller 3: Asesoría al Comité de Manejo de pequeños pelágicos de la zona centro sur en la selección de PM.

El taller fue realizado el 13 de junio de 2024, modalidad on-line y presencial, en la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SSPA) en la ciudad de Valparaíso. Contó con la participación 33 asistentes; integrantes del Comité de Manejo de sardina común y anchoveta, sectorialistas de la SSPA e investigadores que forman parte del proyecto **(Figura 61** y **Anexo 1)**.

Figura 61. Material fotográfico de los asistentes al taller: Asesoría al CM en la selección de PM. Valparaíso, 13 de junio de 2024.

Al finalizar la exposición de los resultados obtenidos, se realizó una ronda de consulta para aclarar las dudas de los participantes, durante la cual también se hicieron nuevas sugerencias. Los principales acuerdos del taller son:

- El ámbito socioeconómico debe ser incluido de manera de reflejar el efecto de esta dimensión en el desempeño de las reglas de control de captura.

- Realizar una segunda sesión en la que se presenten los resultados del análisis de manera simplificada y didáctica, enfocándose principalmente en las reglas de control con mejor desempeño. Esto tiene como objetivo proporcionar mayor certeza y comprensión de los resultados, permitiendo tomar una decisión consensuada sobre el procedimiento de manejo que podría implementarse en el futuro de estas pesquerías.

6.5.4 Taller 4: Resultados de las EEM comunicados al Comité Científico Técnico de Pesquería de Pequeños Pelágicos (CCT-PP).

El taller fue realizado el 26 de junio de 2024, modalidad on-line y presencial, en la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SSPA) en la ciudad de Valparaíso. Contó con la participación 15 asistentes; integrantes del CCT-PP, sectorialistas de la SSPA e investigadores que forman parte del proyecto **(Figura 62** y **Anexo 1)**.

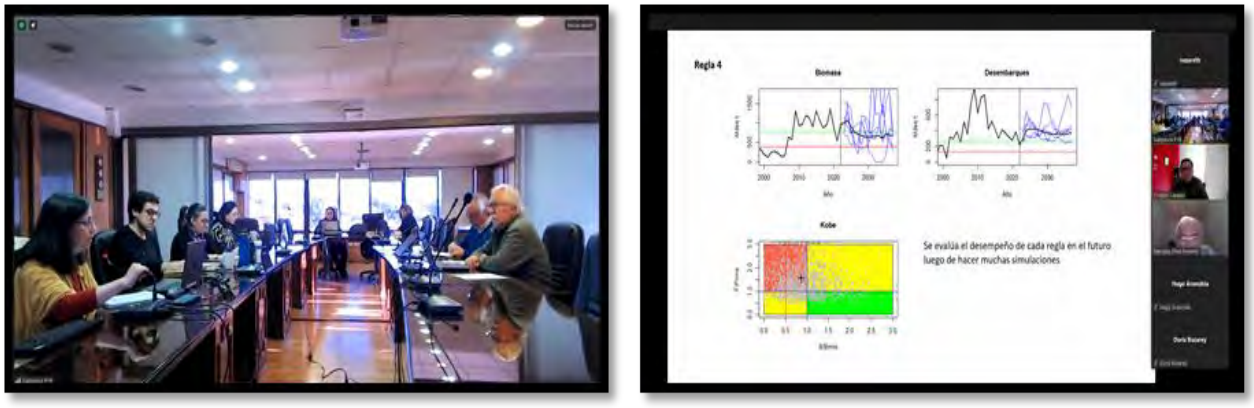


Figura 62. Material fotográfico de los asistentes al taller: Asesoría al CM en la selección de PM. Valparaíso, 13 de junio de 2024.

Al igual que en el taller 3, al finalizar la exposición de los resultados obtenidos, se llevó a cabo una ronda de consulta para aclarar las dudas de los participantes, durante la cual también se hicieron nuevas sugerencias. Los principales acuerdos del taller son:

- Revisar los altos niveles de mortalidad por pesca reportados en algunos escenarios de los diagramas de Kobe.

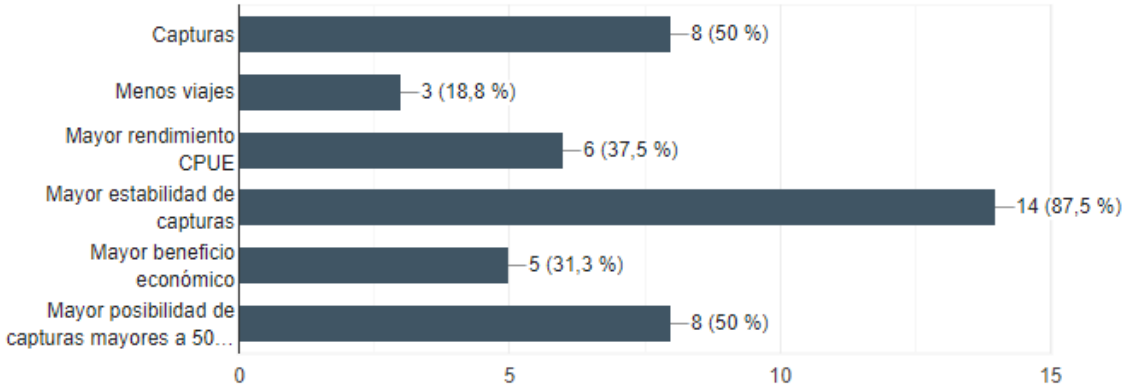
- Evaluar una regla de control tipo rampa donde la pesquería pueda cerrar cuando la condición del stock se ubique en agotamiento/colapso.

6.5.5 Taller 5: Asesoría al Comité de Manejo de pequeños pelágicos de la zona centro sur en la selección de PM.

El taller fue realizado el 25 de julio del 2024 en modalidad on-line y presencial. Este taller se llevó a cabo en la agenda de una sesión ordinaria del Comité de Manejo. Se presentaron de manera resumida los principales resultados del proyecto y a los asistentes se los invitó a opinar sobre 9 variables de desempeño en las dimensiones pesquería y conservación, además de elegir los PM de su preferencia. Para cada pregunta se consideraron 3 opciones (**Anexo 5**).

Los resultados muestran que la variable pesquera más relevante para los usuarios es la estabilidad de las capturas, el nivel de estas y la posibilidad de obtener capturas mayores a 500 mil t anuales (**Figura 63**). Por el lado de la conservación del recurso, los usuarios valoraron mayormente el aumento de la biomasa, evitar el colapso y la sobrepesca. Del mismo modo valoraron con el 86% de las preferencias el PM13, seguido del PM4 con el 71% (**Figura 64**).

Variables de la pesquería



Variables de conservación

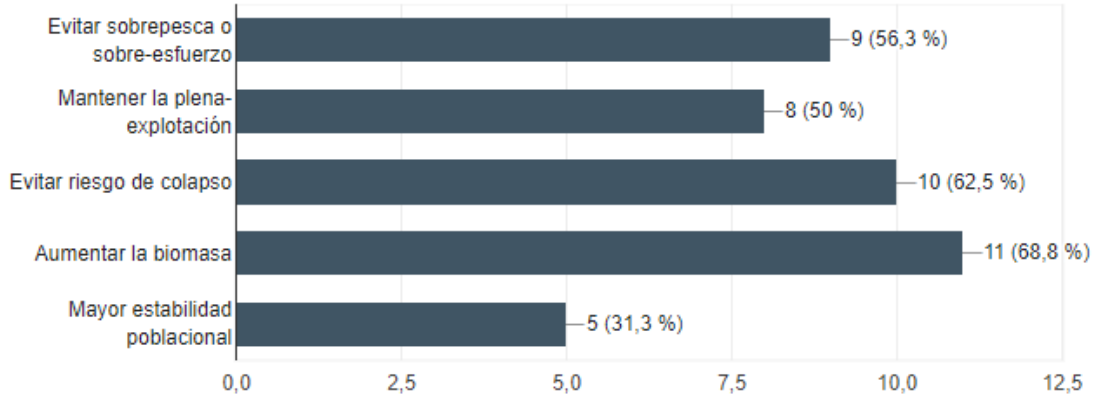


Figura 63. Resultado de la encuesta para la identificación de las principales variables de desempeño para los usuarios de la pesquería anchoveta y sardina común de la zona centro sur.

Procedimiento de Manejo

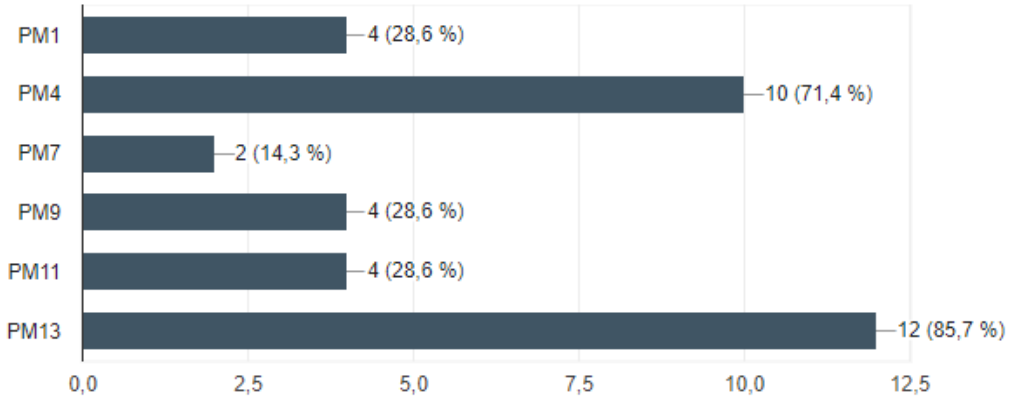


Figura 64. Resultado de la encuesta para la selección del Procedimiento de Manejo para la pesquería anchoveta y sardina común de la zona centro sur.

7. Discusión

La Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) es un instrumento cuantitativo utilizado principalmente para el proceso de tomas de decisión en el manejo de las pesquerías de recursos explotados (Hemming et al., 2022). Es fundamental tener claridad del propósito de realizar EEM desde el inicio del proyecto, tal como se discutió en el primer taller de trabajo, dado que este proceso de análisis no es para mejorar los actuales modelos de evaluación como frecuentemente se interpreta. Esta técnica se utiliza para verificar el cumplimiento de los objetivos de manejo bajo las diferentes incertidumbres del sistema biológico-pesquero incorporadas en un Modelo Operativo (MO), donde se simula estocásticamente la dinámica del recurso y la pesquería, la recolección de los datos y la medida que se debe tomar en función de la recomendación de la regla de control (Punt et al., 2014).

- **Fuentes de incertidumbre**

La modelación e incorporación de la incertidumbre es un elemento fundamental en este tipo de análisis pues permiten describir el sistema de manera más realista. A partir de las experiencias del proyecto FIPA 2018-49 se pudo evidenciar que frecuentemente las personas proponen un amplio y extenso listado de incertidumbres, sin embargo, es importante tener presente que no todas tienen un efecto significativo en el sistema. Por ello, es importante discutir y llegar a un consenso de las incertidumbres más sensibles mediante la participación de los distintos actores de la pesquería (científicos, académicos, pescadores y administradores). En este proyecto, del listado inicial de las fuentes de incertidumbre (inicialmente 23 fuentes) se identificaron como las más relevante solo 7, esto considerando la percepción de un grupo amplio de científicos, académicos, pescadores y administradores, mediante la aplicación de una encuesta con un porcentaje de participación del 38% y un taller de trabajo. Entre los aspectos fundamentales se destacan el reclutamiento, condicionante ambiental, pesquería mixta, modelo de evaluación de stock, hiper-regla, operación intra-anual, imputación conjunta.

Al respecto, se sabe que la variabilidad ambiental es uno de los principales factores que generan cambios en la abundancia biológica y distribución de especies pelágicos pequeños, según Parada et al. (2013) los factores ambientales modulan los procesos biológicos e impactan a las poblaciones pelágicas, pero fundamentalmente sobre los estados de vida temprana y reclutamiento. Del mismo modo, el concepto de pesquería mixta sería lo más apropiado para estos recursos, dado que muestran alternancia en sus abundancias y concurren espacialmente en la zona de distribución centro sur de Chile, presentando cardúmenes que coinciden en las zonas de pesca generando que la pesca pelágica contenga mezcla de ambas especies. Esto confiere

conflictos operacionales y también administrativos cuando la cuota de pesca de una especie se agota, la posibilidad de capturar la otra especie no es posible y generalmente se induce a prácticas de descarte y/o subreporte. Al respecto, la Ley de Pesca en su artículo 3° letra (f) permite la operación mixta imputando la captura a ambas especies mediante un mecanismo metodológico que considera los excesos de desembarque (diferencia cuota y desembarque) a nivel global y de usuario. El mecanismo determina que el exceso de desembarque refleje el nivel de "imputación conjunta" y al desarrollo de una pesquería mixta per se.

- **Modelo operativo**

El modelo operativo fue implementado en escala trimestral con el objeto de precisar de mejor forma la dinámica del reclutamiento y la secuencia de actualizaciones de la Captura Biológica Aceptable (CBA) dentro del año. A diferencia de lo formulado por Canales et al. (2020) quien desarrolla un MO en base al modelo de estimación escala anual, uno de los principales desafíos en este trabajo fue acondicionar un modelo totalmente distinto al modelo de estimación edad-estructurado empleado por Canales et al. (2020). Para esto, el modelo fue ajustado a los datos de la pesquería en escala trimestral y, como penalización, se consideraron las biomasas desovantes anuales como "datos" en el proceso de ajuste/condicionamiento del modelo operativo. Este enfoque permitió obtener escalas poblacionales similares al modelo anual y asegurar la compatibilidad con los Puntos Biológicos de Referencia informados por Zuñiga et al. (2022).

En el acondicionamiento de los modelos operativos se determinó que, a diferencia de la sardina, la selectividad de la anchoveta se ubica por sobre la ojiva de madurez. Esto determina, de manera natural, que la biomasa desovante de la anchoveta sea más tolerante a la mortalidad por pesca, incluso cuando es menos predominante en el sistema, lo que la hace potencialmente más vulnerable a la sobrepesca. Otro de los resultados relevantes fue la estacionalidad del reclutamiento, determinado por un gran pulso durante el verano (primer trimestre) en anchoveta, y un pulso más extendido para la sardina entre octubre y marzo del año siguiente. En este sentido, uno de los componentes clave de estas especies son las fluctuaciones en los reclutamientos, cuyas características cíclicas y alternadas fueron reproducidas a partir del remuestreo bootstrap de los desvíos anuales obtenidos del proceso de acondicionamiento del modelo. Además de este efecto, el reclutamiento trimestral consideró los efectos fijos estacionales invariantes antes mencionados lo cual representa de mejor forma la dinámica de este proceso. La pesquería de sardina común y anchoveta son explotados simultáneamente por la misma flota y en la mayoría de los casos es imposible evitar una especie sin pescar la otra (De Oliveira & Butterworth, 2004). Esto es problemático muchas veces, ya que sardinas y anchovetas suelen exhibir patrones de dominancia alternantes (Barange et al., 2009; Lluch-Belda et al., 1989, 1992), y su abundancia depende en gran medida del reclutamiento anual.

Otras fuentes de variabilidad consideradas fueron el patrón de explotación a la talla trimestral, el error de implementación de las CBA, el error de estimación de las CBA a partir de las biomasas estimadas en los cruceros acústicos, y el error de estimación de la biomasa del modelo de evaluación de stock. Al respecto, se consideró el procedimiento abreviado de Evaluación de Estrategias de Manejo (MSE, por sus siglas en inglés) ("shortcut MSE"), en el cual se sustituye la estimación de la evaluación de stock por un término de error agregado a la biomasa simulada. Con este procedimiento se incrementó el número de ensayos y la posibilidad de explorar multiples Procedimientos de Manejo (PM) y Modelos Operativos (MO) en tiempos de procesamiento muy inferiores a la opción FullMSE. Un proceso de validación simulación-estimación determinó que el modelo actual de evaluación presenta un nivel de error traducido en un coeficiente de variación (cv) de 14% y, por ende, considerado en las emulaciones de la evaluación de stock. Esto equivale a error relativo absoluto del 10%. Un análisis comparativo mostró que entre ambas aproximaciones existen diferencias no significativas, y que la opción FullMSE genera mayor incertidumbre/variabilidad en la mortalidad por pesca, particularmente cuando se evalúa una regla tipo rampla.

- **Método abreviado (shortcut MSE)**

Si bien el procedimiento FullMSE es una mejor representación de la estrategia de manejo basada en un modelo de estimación/evaluación, supone que la evaluación de stock es automática y que quien la realiza nunca somete a escrutinio los datos de entrada al modelo de evaluación. Supone además que tampoco se realiza un análisis crítico de los resultados como mejoras al proceso de modelamiento y evaluación de stock, ni análisis de escenarios para la configuración del mejor modelo para fines de asesoría. Otras aproximaciones como OpenMSE (https://samtool.openmse.com/reference/Shortcut.html) incluso se reemplaza el modelo de estimación muchas veces aprobado por revisión de pares, por un modelo alternativo (“rapid conditioning”) cuya estructura podría generar métricas de error (incertidumbre) no comparables con el modelo original empleado para fines de decisión. De manera particular, el método abreviado empleado resultó válido para evaluar el desempeño de los distintos PM toda vez que nunca estuvo en consideración un análisis del procedimiento de recolección de datos /cruceros ni de modelos de estimación alternativos. Cabe destacar que uno de los ejemplos de MSE desarrollado hace más de tres décadas es en Sudáfrica, donde no emplea modelo de estimación sino reglas de control basadas en indicadores empíricos (de Moor et al., 2022), para lo cual emulación de las estimaciones de cruceros (simil al método “shortcut”) es la base de los análisis y similar al procedimiento empleado en este trabajo.

Aunque el procedimiento “shortcut” ha sido empleado en diversos análisis de pesquerías (e.g., Bartolino et al., 2020; Azevedo et al., 2017), su viabilidad depende de cada caso y no puede ser generalizado. Si bien este método no permite una exploración más detallada de las estrategias de explotación (e.g., recolección de datos y efectos de supuestos en el modelo de evaluación de stock), una ventaja reconocida es la rapidez de cómputo y la posibilidad de evaluar distintos procedimientos de manejo y modelos operativos como los considerados en este estudio (14 PM y 4 MO). Dicho de otro modo, llevar adelante los resultados presentados en la forma FullMSE considerando 200 repeticiones hubiese tomado 65 días ininterrumpidos de procesamiento computacional. Antes de optar por este procedimiento se deberían realizar pruebas comparativas iniciales (FullMSE vs shortcut MSE) como las informadas en este trabajo.

Cabe señalar que estudios de simulación han demostrado que no necesariamente un modelo más realista y estructuralmente correcto tiene mejor desempeño en estimar puntos biológicos de referencia (Adkison, 2009). En la última década se destaca una tendencia hacia los procedimientos de manejo más sencillos, como son las reglas de control empírica, en países como Sudáfrica, Australia y Nueva Zelanda (de Moor et al., 2011; De Oliveira & Butterworth, 2004; Geromont et al., 1999; Rademeyer et al., 2007). En Sudáfrica por ejemplo se emplean procedimientos empíricos en merluzas, sardina y anchoveta (De Oliveira & Butterworth, 2004; Geromont et al., 1999; Rademeyer et al., 2007). Las reglas de control empíricas no solo ofrecen la ventaja de un menor tiempo computacional, sino que, lo más importante, son más fáciles de entender para una gama mucho más amplia de partes interesadas y permite explorar una mayor variedad de procedimientos de manejo y pruebas de robustez. No obstante, se debe notar que en última instancia, la evidencia a favor de los procedimientos de manejo basados en modelos frente a los empíricos solo puede darse en el contexto de una pesquería específica. Muchos procedimientos de manejo basados en modelos de estimación, usan para su evaluación modelos “de estimación” más sencillos al empleado en el modelo operativo (ej. Cox & Kronlund, 2016).

- **Fuentes de incertidumbre**

La definición de los modelos operativos estuvo determinada por dos ejes estructurales de incertidumbre: la escala de los reclutamientos y los cambios en los rasgos biológicos (Canales & Cubillos, 2021; Canales et al., 2024; Siple et al., 2021). Se analizaron cuatro combinaciones de reducciones en el 50% del reclutamiento promedio de largo plazo y del 20% en la talla asintótica y de madurez sexual. Con estos escenarios se cubrieron las principales fuentes de incertidumbre de este tipo de recursos, dejándose de lado la exploración de una estructura espacial poblacional heterogénea de estas poblaciones que, si bien fue inicialmente propuesta, carecía de antecedentes que la justifiquen.

Para fines de simulación y además del error de estimación antes mencionado, se consideró el error de implementación de las recomendaciones de cuotas de captura (CBA). Para esto se supuso que el actual procedimiento de imputación conjunta reduce el sesgo de declaración de especies límites en las capturas de la pesquería mixta. Al respecto, los antecedentes proporcionados por Zuñiga et al. (2022) permitieron establecer un error de implementación traducido en un coeficiente de variación cv=0.17 entre el desembarque y la CBA, y equivalente a un error relativo absoluto del 14%. La recomendación para el establecimiento de cuota para la pesquería mixta sardina común-anchoveta, debería ser realizada en base a la suma de las recomendaciones mono-específicas derivadas del PM acordado, en tanto el control de fiscalización ser orientado al cumplimiento de la cuota mixta total.

- **Evaluación de procedimientos de manejo alternativos**

A manera de contexto, se debe destacar que los procedimientos de manejo pesquero proporcionan un enfoque estructurado y transparente para asegurar la sostenibilidad y productividad a largo plazo de los recursos pesqueros (Butterworth & Punt, 1999). Los MPs pueden ajustarse a cambios en las condiciones del ecosistema, la biología de las especies y la dinámica de las pesquerías, lo cual es esencial para manejar la variabilidad y la incertidumbre de los sistemas naturales (Punt et al., 2016) y evitar la sobreexplotación (Hilborn & Walters, 1992). Se ha destacado su transparencia en la toma de decisiones, lo que facilita la participación y comprensión de todas las partes interesadas incluyendo pescadores, científicos y administradores, lo cual da confianza y legitimidad en las decisiones de manejo (FAO, 1995). Este último aspecto fue llevado adelante en este proyecto mediante todas las reuniones realizadas con el Comité de Manejo y el Comité Científico Técnico.

Para la identificación de los PM en esta pesquería, se consideraron las propuestas de los usuarios y las variadas configuraciones/opciones actualmente disponibles entre las que destacan: reglas de control de capturas alternativas, imputación conjunta, remanentes, hiper-regla, factores de estabilización, criterios de cuota precautoria inicial, procedimientos de proyección poblacional y niveles de riesgo de las CBA según momento de actualización. En la actualidad, el procedimiento de manejo de la pesquería de pelágicos pequeños de la zona centro sur de Chile es las más compleja a nivel nacional pues incluye al menos 5 de los ítems mencionados. En este cabe destacar el uso de hiper-regla, medida que, si bien genera mayores capturas, aumento del esfuerzo de pesca (10% mayor), mayor estabilidad de las capturas y en general bajo efecto en los niveles de biomasa poblacional promedio, incrementa en un 15% la probabilidad de salir de la zona de plena explotación y caer en sobreexplotación y sobrepesca.

En la propuesta de los diferentes PM se consideró el desempeño del procedimiento actual con otras alternativas complementarias/alternativas basadas, por ejemplo, en relaciones empíricas entre la biomasa de los cruceros y las recomendaciones de CBA. Al respecto, se destaca el alto nivel de correlación de esta relación (r2>0.81) obtenida en más de 10 años de datos. Esto permitió evaluar el impacto de reemplazar la evaluación de stock post-crucero por esta relación. Las ventajas de esta práctica son muchas, y entre ella obtener respuestas de CBA casi inmediatas, evitar conflictos con el sector pesquero debido a la tardanza de los procesos técnico-administrativos, y descomprimir la presión que la administración pone sobre quienes deben realizar la evaluación de stock en cortos periodos de tiempo, reduciendo de paso las fuentes de error en el análisis debido a la carencia de datos en la evaluación de stock. La mayoría de los PMs consideró un procedimiento híbrido de reglas empíricas y modelo-basadas, y fueron evaluados con base a 12 indicadores de desempeño clasificados en las dimensiones de pesquería, conservación y económicos. Varios de los indicadores sugeridos por los pescadores fueron considerados de manera explícita, o bien evaluados en alguno de los PM propuestos. Por ejemplo, en uno de ellos (PM6) se consideró que la CBA inicial podría ser un 85% de la CBA actual, y por ende no considerar la evaluación ni el diagnóstico del recurso. En la mayoría de estos también se consideraron factores de estabilización de las cuotas de capturas (15%) entre años. Los análisis de simulación mostraron que estos PMs no logran los objetivos de manejo mono-específicos y 8 de estos fueron descartados de los análisis. Algunos de los PMs descartados fueron aquellos que en general no adoptaron criterios precautorios frente a la gran incertidumbre que determinan los pronósticos de un año a otro en pelágicos pequeños. De hecho, se destaca la incompatibilidad y riesgo de establecer un factor de estabilidad de las cuotas de captura (e.g. 15%) entre años consecutivos, en recursos altamente variables como los analizados.

Como norma general se observó que los 6 PMs seleccionados propenden en el largo plazo en alcanzar los objetivos y que las diferencias pasan por la mayor o menor variabilidad en las biomasas, mortalidad por pesca y capturas proyectadas, así como también por otros indicadores de desempeño empleados para evaluarlos. Además de esto, se determinó el notable efecto que tienen los escenarios de la naturaleza o modelos operativos (MO) en el desempeño de estos procedimientos de manejo, siendo el de mayor efecto los cambios en el régimen de los reclutamientos, y de menor efecto los cambios en los rasgos biológicos. Para todos los casos, los puntos biológicos de referencia (PBR) fueron supuestos invariantes dado que cualquier PM será ciego de manera anticipada a estos cambios. De hecho, los diagramas de Kobe mostraron que en condiciones normales (MO1) (i.e., oscilaciones de reclutamientos naturales sin cambios en los rasgos biológicos), los 6 PM muestran similar desempeño en torno al objetivo de manejo. Las mayores diferencias entre los PM se observaron en relación con la mortalidad por pesca en condiciones ambientales desfavorables (e.g., MO4). Se destaca que, aunque los seis PM coinciden en cuanto al estado de agotamiento (B<0.5Brms), solo uno de los procedimientos analizados

(PM13) podría estar más cerca de Frms y, por ende, presentar un mejor desempeño comparativo. Lo anterior se explica porque una regla tipo rampa (PM13) reduce permanentemente la mortalidad mientras la estimación indique la condición de sobreexplotación (B<Brms).

- **Efecto monoespecífico**

Los análisis mostraron que los PMs afectan de manera diferenciada a las especies y que el PM actual (PM1) favorece a los ítems de conservación a la sardina común y desfavorecen a la anchoveta. El ítem más afectado fue la probabilidad de mantenerse alejado de la sobrepesca, seguido de la menor probabilidad de plena-explotación y mantener biomasa por sobre el valor límite, y menor biomasa relativa. Esto es esperable en recursos menos abundantes como la anchoveta, pues la presión pesquera orientada principalmente a la sardina podría desconocer estados de baja abundancia de anchoveta y generar una suerte de "pesca incidental" incrementando la sobrepesca en este recurso. En otras palabras, debido a la mayor abundancia relativa de sardina, la anchoveta tiene un riesgo latente de sobrepesca que no está bien controlada por este PM, aún bajo la aplicación de factores de riesgo a la CBA. Además de esto, los factores de riesgo no parecen ser suficientes para contrarrestar las disminuciones en la biomasa no advertidas y del efecto de la hiper-regla.

Por el otro lado, el PM13 resultó ser el más balanceado entre las especies en cuanto a sus efectos en los 5 ítems de conservación. La explicación radicaría en que PM13 al tener una regla que disminuye la mortalidad por pesca de manera diferenciada para cada especie conforme el estatus sea desfavorable, tiene una respuesta más flexible a las situaciones de disminución poblacional.

- **Efectos en la pesquería mixta**

En términos generales, el desempeño de los indicadores de la pesquería mixta mostró similar desempeño a los casos monoespecíficos. En cuanto al PM actualmente empleado, se evaluaron algunas configuraciones alternativas propuestas por los usuarios como, por ejemplo, suprimir el efecto de remanentes (PM2), suprimir la consideración de medidas de riesgo (PM3) y suprimir la veda de reclutamiento (PM14). Los análisis mostraron que, en la dimensión de conservación, el prescindir de política de remanentes (PM2) genera una leve mejora en los indicadores de estatus, excepto una leve menor estabilidad de la condición poblacional. Mayores diferencias se advirtieron para los indicadores de la pesquería, en la cual PM2 registraría mayor probabilidad de generar capturas altas (>500 mil t) y un menor número de viajes de pesca. Del mismo, el desempeño de PM3 mostró peor desempeño en la dimensión de conservación, con lo cual se demuestra que los criterios de CBA con niveles de riesgo (PM1) han permitido cautelar la biomasa en torno o sobre la biomasa objetivo, a la vez de reducir los riesgos en el ítem conservación.

Un mayor efecto se obtuvo en el PM14 en el cual se elimina la veda de reclutamiento. Si bien en este PM se lograrían los máximos beneficios económicos, máxima estabilidad de las capturas, mayor CPUE y notable reducción de los viajes de pesca (esfuerzo), en la dimensión de la conservación presentaría mayores riesgos de sustentabilidad (en sobrepesca, sobreexplotación y colapso) y menores niveles de biomasa y estabilidad del estatus. Las diferencias se explicarían principalmente por el patrón estacional del reclutamiento que en ambas especies es distinto (más extendido en sardina y acotado en anchoveta), y de los atributos biológicos de estas especies (crecimiento y mortalidad) del cual destaca un mayor peso a la talla en sardina (26% mayor a los 11 cm) y una menor sobrevivencia natural.

En términos generales, los análisis mostraron que existen procedimientos de manejo alternativos cuyo desempeño es mejor al PM actualmente empleado. Por ejemplo, PM13 es aquel que se posiciona entre los más altos puntajes en 5 de 6 ítems evaluados en la dimensión pesquería, y el mejor desempeño en 4 de las 5 dimensiones relacionadas con conservación. Las particularidades de este PM es su adaptabilidad a las condiciones particulares de los recursos analizados, de este modo cuando uno de los recursos disminuya su abundancia por debajo de su biomasa de referencia, se debiera disminuir la mortalidad por pesca en la misma proporción de la biomasa, y con ello en la cuota global, sustituyendo de este modo la función de los factores de riesgo en la CBA. En términos prácticos, el resultado es similar pero más formal y objetivo. Con este PM, se ajusta la mortalidad por pesca solo del recurso más comprometido, lo que permite mantener las capturas del recurso más abundante y, de este modo, favorecer la estabilidad en la pesquería.

- **Elección del Procedimiento de Manejo**

De todos los PMs analizados mediante los distintos modelos operativos, solo 7 se ubicaron en el cuadrante de mejor desempeño, tanto para la pesquería como para la conservación de los recursos. Estos PM identificados (PM1, PM2, PM4, PM7, PM9, PM11 y PM13), exeptuando el procedimiento actual, tuvieron como común denominador:

- No consideran descuentos ni autorización de captura de remanentes
- Usan reglas empíricas para actualizar las CBA inmediatamente después de los cruceros acústicos
- Mantienen el uso de la hiper-regla
- Aplican la Regla de Control de Captura (RCC) solo una vez al año luego de la evaluación de stock con toda la información de la pesquería (septiembre)
- No se realiza proyección de la biomasa ni los reclutamientos a dos años, entonces la CBA año calendario es la misma CBA año biológico
- La CBA inicial del año siguiente resulta de aplicar la RCC a la condición de biomasa del año en curso, y de un factor precautorio del 85%

Además, considerando todos los escenarios ambientales posibles (modelos operativos), se identifican como los mejores candidatos PM4 (RCC lineal entre la biomasa y la captura) y PM13 (RCC tipo rampa entre la biomasa y mortalidad por pesca). En este sentido, es importante destacar que PM4 es equivalente al uso de una estrategia de mortalidad por pesca constante, mientras que PM13 opera de manera similar a PM4 cuando la biomasa excede el valor de referencia, y reduce el nivel de explotación en caso contrario. Esto último acelera la recuperación poblacional. Con PM13 se obtiene el mejor desempeño para fines de conservación y el segundo puntaje más alto para la pesquería, lo que para la pesquería mixta de sardina común-anchoveta podría significar capturas promedio en torno a las 500 mil toneladas anuales y CPUE promedio de más de 60 toneladas por viaje en lanchas de 16-18 m.

El procedimiento de manejo finalmente elegido por los usuarios fue PM13, el cual tiene por ventaja una regla de control de capturas tipo rampa (PM13). Los beneficios de este tipo de RCC no es algo nuevo; de hecho, así ha sido demostrado, por ejemplo, en la pesquería de pelágicos pequeños del Ecuador (Canales et al., 2024) y en la pesquería transzonal de anchoveta Chile-Perú (Canales et al., 2021). Las reglas de control de capturas tipo rampa ofrecen múltiples ventajas en la gestión de pesquerías, incluyendo una mayor adaptabilidad (Deroba & Bence, 2008), reducción de riesgos biológicos y económicos (Punt et al., 2012), incorporación de principios precautorios (Hilborn & Walters, 1992), mejora en la calidad de la información y estabilidad en la gestión (Harley et al., 2001; Sainsbury, 2008). Estas ventajas las hacen herramientas valiosas para promover la sostenibilidad y la resiliencia de los ecosistemas marinos y las comunidades pesqueras.

A diferencia de lo informado por Canales et al. (2020), en este trabajo se realizaron importantes cambios en pos de mejorar los modelos de la dinámica de la pesquería y de los recursos, pero principalmente en recoger la problemática de la pesquería y brindar un conjunto de soluciones pragmáticas, pero igualmente efectivas. La escala trimestral, la inclusión de los rasgos biológicos (madurez y crecimiento) y cambios de régimen del reclutamiento permitió evaluar el desempeño de PMs en modelos operativos alternativos. Del trabajo se destacan como aspectos claves; compatibilizar procedimientos empíricos con modelo basado para el establecimiento de CBA, focalizar la evaluación de stock una vez al año con la mejor información disponible, y considerar un factor precautorio del 85% para la recomendación de CBA inicial.

8. Conclusiones

A partir de los resultados y análisis realizados en el presente estudio se concluye lo siguiente:

- Existen 7 principales fuentes de incertidumbre las que determinan la pesquería. En orden de preferencia descendente se destacan: (i) reclutamiento, (ii) condiciones ambientales, (iii) pesquería mixta, (iv) modelo de evaluación de stock, (v) hiper-regla, (vi) operación intra anual, (vii) imputación conjunta. De estas destacan "reclutamiento" y "condiciones ambientales" como las más decisivas para fines de manejo de las pesquerías.

- La talla de selectividad de la anchoveta al ser mucho mayor que la talla de madurez, indica que la biomasa desovante de este recurso es más resistente a la mortalidad por pesca, aunque es más propensa a la sobrepesca.

- La estacionalidad del reclutamiento es distinta entre especies, siendo máximo en el 1er trimestre para anchoveta y un período más extendido para la sardina entre el 4to y 1er trimestre de cada año. Del mismo modo, los patrones cíclicos y alternancia de las especies es parte de la aleatoriedad del sistema, y puede ser replicado en un modelo operativo desde el remuestreo de los residuales históricos.

- El procedimiento abreviado de Evaluación de Estrategias de Manejo (MSE) ("shortcut MSE") resultó similar al desempeño del modelo "FullMSE", y permitió aumentar la eficiencia del cómputo y explorar varios procedimientos de manejo y modelos operativos. En este procedimiento se destaca que el error de estimación de la biomasa es mayor en anchoveta que en sardina. El máximo error de estimación para la biomasa total y desovante se calcula en 26% y 30%, respectivamente.

- El 57% de los PMs evaluados no cumplieron con los objetivos de manejo, y corresponden a aquellos configurados sin elementos precautorios (e.g. sin factores de riesgos en la cuota inicial o el uso de factores de estabilización).

- Las principales diferencias en los PMs seleccionados están en la variabilidad de las biomasas, mortalidad por pesca y capturas proyectadas. Se determinó que los cambios en el régimen de reclutamientos tienen el mayor efecto en el desempeño de los PMs, mientras que los cambios en los rasgos biológicos tienen un efecto menor.

- Cambios en los rasgos biológicos genera impacto en las escalas poblacionales de menor cuantía respecto de un cambio en la escala de sus reclutamientos. Se estima que afectaciones en el crecimiento y madurez sexual generarían disminución de la biomasa y capturas en torno al 25% de los valores objetivo RMS.

- Cambio de régimen con/sin efectos en los rasgos biológicos, llevarían a las poblaciones a niveles de colapso y capturas insostenibles, siendo la anchoveta el recurso más afectado.

- El uso de hiper-regla genera mayores niveles de capturas, aumento del esfuerzo de pesca, mayor estabilidad de las capturas y en general bajo efecto en los niveles de biomasa poblacional promedio. Sin embargo, incrementa notablemente la probabilidad de salir de la zona de plena explotación y caer en sobreexplotación y sobrepesca.

- Al prescindir de la política de remanentes (sin decuentos ni autorización de capturarlos), la pesquería lograría mayor estabilidad de las capturas y aumento en la probabilidad de capturas mixtas mayores a 500 mil t en el largo plazo. Además, aumenta beneficios en conservación incrementando la probabilidad del alcanzar la plena explotación y de ingresar a la zona de sub-explotación (sin sobrepesca ni sobreexplotación).

- La eventual derogación de la veda de reclutamiento generaría en la pesquería menores capturas, mayores beneficios económicos, mayores rendimientos de pesca y mayor probabilidad de evitar la sobrepesca, pero genera a su vez mayores riesgos de sobreexplotación, menor biomasa y menor estabilidad del estatus de los recursos.

- Los diagramas de Kobe mostraron que, en condiciones normales, los PMs tienen un desempeño similar y que los riesgos de sobrepesca y sobreexplotación son latentes debido a la variabilidad natural de estas especies. En condiciones ambientales desfavorables, solo PM13 mostró el mejor desempeño en cuanto a la mitigación de la mortalidad por pesca implementada por medio de una regla tipo rampa.

- Los PMs tienen efectos distintos sobre las especies. Con el PM actual se favorece la conservación de la sardina en perjuicio de la anchoveta. Además, los factores de riesgo aplicados a la Captura Biológica Aceptable (CBA) no son suficientes para contrarrestar las disminuciones en la biomasa de la anchoveta y al efecto de la hiper-regla. El PM13 resulta ser el más balanceado en cuanto a los efectos en los cinco ítems de conservación para ambas especies, por cuanto ajusta la mortalidad por pesca solo del recurso más comprometido, favoreciendo la estabilidad de la pesquería.

- En condiciones ambientales extremas, el PM13 es el que presenta el mejor desempeño en cuyo caso la captura mixta podría oscilar ligeramente por sobre las 200 mil toneladas anuales, en tanto y en condiciones normales, la captura mixta de la pesquería podría variar en torno a 500 mil toneladas.

- Por el lado de los indicadores de beneficios económicos, se estima que el procedimiento actual genera cerca de MM$ 17 anuales de los cuales, MM$ 14 representan los beneficios sociales (beneficios privados descontado los costos sociales), y que la pesquería podría registrar aumentos de beneficios en 5 de los PMs alternativos analizados. Sin embargo, y bajo condiciones ambientales desfavorables, la operación de embarcaciones estándar de 16-18 m eslora casco de acero no sería económicamente rentable.

- De los PM evaluados y mejor puntuados por propios usuarios de la pesquería, el PM13 (RCC tipo rampa) muestra el mejor desempeño en conservación y un alto puntaje en pesquería, promoviendo capturas mixtas promedio en torno a 500 mil toneladas anuales.

9. Recomendaciones

Para la implementación del Procedimiento de Manejo escogido (PM13) en la pesquería mixta de sardina común y anchoveta de la zona centro sur, se recomienda:

- Considerar la cuota mixta global basadas en la suma de las recomendaciones mono-específicas y controlar el cumplimiento de la cuota mixta total.
- Considerar el uso de reglas empíricas para la actualización de las CBA post-crucero.
- Realizar solo una evaluación de stock anual con toda la información completa de la pesquería.
- No considerar políticas de remanentes.
- Considerar el estatus y biomasa estimada de la evaluación de stock para establecer la CBA biológica del mismo año (i.e. sin proyectar a futuro), y esta asumirla como proxy CBA año calendario.
- Considerar una regla de control de captura monoespecífica basada en una rampa entre biomasa y mortalidad por pesca.
- Determinar la cuota precautoria inicial del año siguiente aplicando el 85% sobre la CBA estimada.

10. Referencias

Aguayo, H.M. & S.B. Soto. (1978). Edad y crecimiento de la sardina común (Clupea (*Strangomera*) bentincki) en Coquimbo y Talcahuano. Invest. Pesq. (Chile), 27: 1-55.

Arancibia, H., L. Cubillos, J. Remmaggi y R. Alarcón. (1994). Determinación de la talla de primera madurez sexual y fecundidad parcial en la sardina común, Strangomera bentincki (Norman, 1936), del área de Talcahuano, Chile. Biol. Pesq. 23: 11-17.

Aranis, A., Caballero, L., Bohm, G., Cerna, F., Bocic, V., Vera, C., Gómez, A., & Rosson, G. (2006). Investigación situación pesquería pelágica zona centro-sur, 2005. Informe Final, Seguimiento del estado de situación de las principales pesquerías nacionales). IFOP.

Aranis, A., Gómez A., Mora S., Muñoz G., Ossa L., Caballero L., Cerna F., Valero C., López A., Machuca C., Muñoz L., Vera C., Valdebenito V., Eisele G. & Ramírez M. (2013). Informe Final, Investigación Situación Pesquería Pelágica Zona Centro-Sur, 2012. Seguimiento del Estado de Situación de las Principales Pesquerías Nacionales. Subsecretaría de Pesca, Inst. Fom. Pesq. Valparaíso, Chile. 188p + Anexos.

Aranis, A., Gómez, A., Caballero, L., Ramirez, M., Eisele, G., Gonzalez, M., Cerna, F., Bocic, V., Muñoz, G., López, A., Machuca, C., Espíndola, F., Vera, C., Young, Z., & Mora, S. (2011). Actividad 1: Recursos Pelágicos, Pesquerías Pelágicas Centro-Sur, 2010. Informe Final. Asesoría Integral para la Toma de Decisiones en Pesca y Acuicultura. SUBPESCA / IFOP, Chile.

Arrizaga, A. (1981). Nuevos antecedents biológicos para la sardina común, Clupea (Strangomera) bentincki Norman 1936. Bol. Soc. Biol. Concepción, 52: 5-66.

Arteaga, M., B. Ernst., C. Gatica. S. Vásquez. (2014). Bases conceptuales para la aplicación de una Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) en sardina común (Strangomera bentincki) y anchoveta (Engraulis ringens) en Chile Centro-Sur. Lat. Am. J. Aquat. Res. Vol. 42. N° 3.

Arteaga, M., Vásquez, S. I., Neira, S., & Cubillos, L. (2024). Effect of wind variability on the recruitment of anchovy Engraulis ringens in the southern Humboldt upwelling ecosystem. Fisheries Oceanography, e12677. https://doi.org/10.1111/fog.12677.

Ayon, P. (2001). Distribución y abundancia de huevos y larvas del stock norte-centro de la anchoveta peruana en el invierno 2000. En: Crucero de evaluación de la biomasa desovante de la Anchoveta por el método de producción de huevos (mph). BICs José Olaya Balandra y SNP-2 0008- 09, de Punta Falsa (6°S) a Tambo de Mora (14°S). Informe IMARPE 162: 11-2

Azevedo, M.; Mendes, H.; Costas, G.; Jardim, E.; Mosqueira, I.; Scott, F. (2017). Long-Term Management Strategy for Southern Horse Mackerel (hom27.9a) – Management Strategy Evaluation. Relat.Cient.Téc. do IPMA (http://ipma.pt) nº 19. 23p + Anexos.

Bakun, A. (1989). Recruitment in fishery resources and its relationship to environment: accessible pathways to greater insight. Memorias del Simposio Internacional de los Recursos vivos y las pesquerías en el Pacífico Sudeste. Comisión Permanente del Pacifico Sur (CPPS). Viña del Mar. Chile.

Barange, M., Bernal, M., Cercole, M.C., Cubillos, L., Cunningham, C.L., Daskalov, G.M., De Oliveira, J.A.A., Dickey-Collas, M., et. al. (2009). Current trends in the assessment and management of small pelagic fish stocks. In: Checkley, D., Roy, C., Oozeki, Y., Alheit, J. (Eds.), Climate Change and Small Pelagic Fish Stocks. Cambridge University Press, New York.

Barange, M., Coetzee, J., Takasuka, A., Hill, K., Gutiérrez, M., Oozeki, Y., van der Lingen, C., & Agostini, V. (2009). Habitat expansion and contraction in anchovy and sardine populations. Progress in Oceanography, 83(1–4), 251–260. https://doi.org/10.1016/j.pocean.2009.07.027

Bartolino, V., Bergès, B. J. P., Bjornsson, H., Brooks, M. E., Butterworth, D. S., Campbell, A., Cardinale, M., Carruthers - Taylor, T., Cervino, S., Chernega, G., Cole, H., de Moor, C., de Oliveira, J., Deroba, J. J., Die, D., Duprey, N., Fay, G., Fischer, S., Garcia, D., ... Winker, H. (2020). *The third Workshop on Guidelines for Management Strategy Evaluations (WKGMSE3)*. (ICES Scientific Reports; Vol. 2, No. 116). ICES. https://doi.org/10.17895/ices.pub.7627

Beverton, R., & Holt, S. (1957). On the dynamics of exploited fish populations. Fisheries Investigations, 19(1): 1-533.

Brosset, P., Ménard, F., Fromentin, J.M., Bonhommeau, S., Ulses, C., Bourdeix, J.H., Bigot, J.L., Van Beveren, E., Roos, D., Saraux, C., (2015). Influence of environmental variability and age on small pelagic fish body condition in the Gulf of Lions. Mar. Ecol. Prog. Ser. 529, 219-231.

Butterworth, D. S., & Punt, A. E. (1999). Experiences in the evaluation and implementation of management procedures. ICES Journal of Marine Science, 56(6), 985-998.

Caballero, L. (2013). Propuesta de distribución de las cuotas de pesca del Régimen Artesanal de Extracción (RAE) en la pesquería de pequeños pelágicos de la Región del Biobío bajo el enfoque del desarrollo sostenible.

Canales, C. M., & Cubillos, L. A. (2021). Empirical survey-based harvest control rules in a transboundary small pelagic fishery under recruitment regime shifts: The case of the northern Chilean-southern Peruvian anchovy. Marine Policy, 134, 104784.

Canales, C. M., Cubillos, L. A., Cuevas, M. J., Adasme, N. A., Sánchez, N. (2019). Applying separability assumption in a length-based stock assessment model to evaluate temporal effects of recruitments process error of small-pelagic fish. Fish. Res. 217: 108-121.

Canales, C., Adasme, A., Sánchez, N., Curiel, J., Arteaga, M., Gonzalez, C., Gatica, C., San Martin, R., Sepúlveda, A., Ianelli, J., De Moor, C y Qi, L. (2020). Diseño e implementación de evaluación de estrategias de manejo (EEM) en las pesquerías de anchoveta y sardina común. Informe FINAL. Proyecto FIPA 2018-49, 301 pp.

Canales, C.M. , G. Olea, V. Jurado, M. Espíndola. (2024). Management Strategies Evaluation (MSE) in a mixed and multi-specific fishery based on indicator species: An example of small pelagic fish in Ecuador. Marine Policy 162 (2024). https://doi.org/10.1016/j.marpol.2024.106044

Canales, C.M., Adasme, N.A., Cubillos, L.A., Cuevas, M.J., Sánchez, N., (2018). Long-time spatio-temporal variations in anchovy (Engraulis ringens) biological traits off northern Chile: an adaptive response to longterm environmental change? ICES J. Mar. Sci. 75(6): 1908-192.

Castillo J, A Saavedra, V Catasti, F Leiva, C Lang, R Vargas, H Reyes, M Pizarro, E Molina, F Cerna, A López, S Nuñez, L Valenzuela & J Silva. (2013). Evaluacioìn hidroacuística reclutamiento anchoveta sardina comuìn entre la V y X Regiones, año 2013. Informe Técnico FIP 2012-12: 1-307.

Castillo J, J Cordova, S Lillo, M Barbieri, J Osses & P Barria. (1995). Estimación del reclutamiento de anchoveta en las regiones I y II. Valparaíso, Informe Final. Proyecto FIP-IT/95-02: 1-116.

Castillo-Jordán C., L.A., Cubillos., E. Navarro. (2010). Inter-cohort growth rate changes of common sardine (Strangomera bentincki) and their relationship with environmental conditions off central southern Chile. Fisheries Research. 105: 228-236.

Castro, L. & E. Hernández. (2000). Early life survival of the Anchoveta Engraulis ringens off central Chile during the 1995 and 1996 winter spawning seasons. Trans. Am. Fish. Soc., 129: 1107-1117.

Cerda, R., M. Ahumada, E. González y D. Queirolo. (2014). Modelo estructura de costos de la flota pesquera nacional y plantas de proceso. Informe Final. Licitación Nº 4728-57-LE13. 101 pp.

Cerna, F., Gómez, M., Moyano, G., Plaza, G., & Morales-Nin, B. (2022). Spatial and inter-annual changes in the growth patterns of young of year anchovy in a high productive ecosystem. Fisheries Research., 249, 106236.

Cerna, JF, Plaza, G., Gómez, M., Canales, C., López, A., Machuca, C., Moyano, G., & Saavedra, JC (2015). *Caracterización de la historia de vida de anchoveta, sardina común y sardina austral de la zona centro sur* (Informe Final FIP N° 2013-19). Fondo de Investigación Pesquera y Acuicultura, Instituto de Fomento Pesquero. 152 páginas.

Cochrane, K. L., D. S. Butterworth., J. A. A De Oliveira., B.A Roel. (1998). Management procedures in a fishery based on highly variable stocks and with conflicting objectives: experiences in the South African pelagic fishery. Reviews in Fish Biology and Fisheries. 8: 177-214.

Cox, S., & Kronlund, R. (2016). Model-based management procedures for the sablefish fishery in British Columbia, Canada. In Management Science in Fisheries. Routledge.

Cubillos L, M Canales, D Bucarey, A Rojas & R Alarcón. (1999). Época reproductiva y talla media de primera madurez de Strangomera bentincki, y Engraulis ringens en el período 1993-1997 en la zona centro sur de Chile. Investigaciones Marinas, Valparaíso 27: 73-85

Cubillos L., Alarcón A., Bucarey D., et al. (1998). Evaluación indirecta del stock de anchoveta y sardina común en la zona centro-sur. Informes Técnicos Fondo de Investigación Pesquera, Informe Técnico FIP: 1996-10, 223 pp.

Cubillos, L. A. & D. F. Arcos. (2002). Recruitment of common sardine (Strangomera bentincki) and anchovy (Engraulis ringens) off central-south Chile in the 1990s: There were effects of the 1997-98 El Niño event? Aquatic Living Resources 15.

Cubillos, L. A., Claramunt, G., Castro L. R., (2014) Simulation of fishery-induced changes on the reproductive cycle of common sardine, Strangomera bentincki, off central southern Chile.

Fish. Res .160: 103-111.

Cubillos, L. y H. Arancibia. (1993). Análisis de la pesquería de sardina común y anchoveta del área de Talcahuano, situación actual y perspectivas. Documentos Técnicos del Instituto de Investigación Pesquera (IIP), Talcahuano, Chile 2(2): 1-19

Cubillos, L., Arcos, D., Canales, M., Bucarey D., (2001). Seasonal growth of small pelagic fish off Talcahuano (37°S-73°W), Chile. A consequence of their reproductive strategy to seasonal upwelling? Aquat. Living. Resour. 14, 115-124.

Cubillos, L.A., M. Pedraza, C. Gatica, C. González, P. Ruiz, J. Giacaman, M. Arteaga. (2009). Identificación de indicadores de dinámica poblacional y dinámica de la flota que opera sobre sardina común y anchoveta entre la IX y X Región. Reporte Técnico Final. FIP 2007-25. 155 pp.

Cury, P., Bakun, A., Crawford, R.J.M., Jarre, A., Quinones, R.A., Shannon, L.J. & Verheye, H.M. (2000). Small pelagics in upwell- ing systems: patterns of interaction and structural changes in “wasp-waist” ecosystems. ICES Journal of Marine Science, 57: 603 - 618.

de Moor, C. L., Butterworth, D. S., & De Oliveira, J. A. A. (2011). Is the management procedure approach equipped to handle short-lived pelagic species with their boom and bust dynamics? The case of the South African fishery for sardine and anchovy. ICES Journal of Marine Science: Journal Du Conseil, 68(10), 2075–2085. https://doi. org/10.1093/icesjms/fsr165.

de Moor, C. L., Butterworth, D. S., & van der Lingen, C. D. (2017). The quantitative use of parasite data in multistock modelling of South African sardine (Sardinops sagax). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 74(11), 1895–1903. https://doi.org/10.1139/cjfas-2016-0280.

De Oliveira, J. A. A., & Butterworth, D. S. (2004). Developing and refining a joint management procedure for the multispecies South African pelagic fishery. ICES Journal of Marine Science, 61(8), 1432–1442. https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.09.001

De Oliveira, J. A. A., D.S. Butterworth., B.A. Roel., K.L Cochrane., J. P. Brown. (1998). The application of a management procedure to regulate the directed and bycatch fishery of South African sardine Sardinaps sagax. South African Journal of Marine Science. 19: 449–469.

Deroba, J. J., & Bence, J. R. (2008). "A review of harvest policies: Understanding relative performance of control rules". Fisheries Research, 94(3), 210-223.

DFO (2019). Evaluation of management procedures for Pacific Herring (Clupea pallasii) in the Strait of Georgia and the West Coast of Vancouver Island management areas of British Columbia (No. 001. Canadian Science Advisory Secretariat Science Response). DFO.

FAO. (1995). Code of Conduct for Responsible Fisheries. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Feltrim, M. & J. Zenteno. (2024). Estatus y Posibilidades de Explotación Biológicamente Sustentables de Anchoveta, Región de Valparaíso a la Región de Los Lagos, año 2024. Informe Técnico. Subsecretaría de Economía y EMT. 143 pp.

Feltrim, M., & B. Ernst. (2010). Inter-cohort growth variability and its implication for fishery management of the common sardine (Strangomera bentincki) stock off the coast of south-

central Chile. Fisheries Research 106. 3: 368-377

Fiechter, J., Rose, K. A., Curchitser, E. N., & Hedstrom, K. S. (2014). The role of environmental controls in determining sardine and anchovy population cycles in the California Current: Analysis of an end-to- end model. Progress in Oceanography, 138, 381–398.

Francis, R. (2011). Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 68(6), 1124–1138.

Frimodt, C. (1995). Multilingual illustrated guide to the world's commercial coldwater fish, 215 pp. Fishing News Books, Osney Mead, Oxford.

Geromont, H. F., De Oliveira, J. A. A., Johnston, S. J., & Cunningham, C. L. (1999). Development and application of management procedures for fisheries in southern Africa. ICES Journal of Marine Science, 56(6), 952–966. https://doi.org/10.1006/jmsc.1999.0536

González-Poblete, E. y R. Molina. (2021). Valorizando los costos en términos económicos de la implementación de recomendaciones técnicas para fortalecer la gobernanza pesquera en Chile, Fase II. Valparaíso: Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Escuela de Ciencias del Mar. (WWF-Chile CL11335).

Gómez, F., Montecinos, A., Hormazabal, S., Cubillos, L., Correa-Ramirez, M., & Chavez, F. (2012). Impact of spring upwelling variability off southern-central Chile on common sardine (Strangomera bentincki) recruitment. Fisheries Oceanography, 21, 405–414. https://doi.org/10.1111/j.1365-2419.2012.00632.x

Grendi, C., & Reyes, H. (2021). Evaluación del stock desovante de anchoveta y sardina común entre la Región de Valparaíso y la Región de Los Lagos, año 2020. In Convenio de Desempeño 2020. Instituto de Fomento Pesquero. 362 pp.

Haltuch, M. A., Brooks, E. N., Brodziak, J., Devine, J. A., Johnson, K. F., Klibansky, N., Nash, R., Payne, M. R., Shertzer, K. W., Subbey, S., & Wells, B. K. (2019). Unraveling the recruitment problem: A review of environmentally informed forecasting and management strategy evaluation. Fisheries Research, 217, 198–216.

Harley, S. J., Myers, R. A., & Dunn, A. (2001). "Is catch-per-unit-effort proportional to abundance?". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 58(9), 1760-1772.

Hemming, V., Camaclang, A. E., Adams, M. S., Burgman, M., Carbeck, K., Carwardine, J., Chades, I. et al. (2022). An introduction to decision science of conservation. Conservation Biology, 36: e13868.

Hilborn, R, Amoroso, RO, Anderson, CM et al. (2020) Effective fisheries management instrumental in improving fish stock status. Proceedings of the National Academy of Sciences 117:2218–2224.

Hilborn, R, Walters C.J. (1992). Quantitative fisheries stock assessment and management: choice, dynamics and uncertainty. Chapman and Hall, New York: 570p.

Houde, E. D. (1987). Fish early life dynamics and recruitment variability. Pages 17–29 in R. D. Hoyt, editor. 10th annual larval fish conference. American Fisheries Society, Symposium 2,

Bethesda, Maryland.

Hurtado-Ferro, F., & Punt, A. E. (2014). Revised analyses related to Pacific Sardine harvest parameters. Pacific Fishery Management Council.

ICES (2020a). Report Working Group on the Assessment of Demersal Stocks in the North Sea and Skagerrak. ICES. https://doi.org/10.17895/ ICES.PUB.6092.

ICES (2020b). Arctic Fisheries Working Group 2020 Report. ICES. https:// doi.org/10.17895/ICES.PUB.6050.

Johnson K.F., Monnahan C.C., McGilliard C.R., et al. (2014). Time-varying natural mortality in fisheries stock assessment models: identifying a default approach. ICES Journal of Marine Science. ICES J. Mar. Sci. Volume 72: 137-150.

Kaufman, N., Barron, A.R., Krawczyk, W., Marsters, P. y McJeon, H. (2020). A near-term to net zero alternative to the social cost of carbon for setting carbon prices. Nature Climate Change, 10, 1010–1014. https://doi.org/10.1038/s41558-020-0880-3.

Lillo, S. (2018). Revisión de pares de las evaluaciones acústicas de anchoveta y sardina común entre las regiones de Valparaíso y Los Lagos. Convenio de desempeño. Informe Final. Subsecretaría de Economía y EMT. 41 pp + anexos.

Lluch-Belda, D., Crawford, R. J. M., Kawasaki, T., MacCall, A. D., Parrish, R. H., Schwartzlose, R. A., & Smith, P. E. (1989). World-wide fluctuations of sardine and anchovy stocks: The regime problem. South African Journal of Marine Science. https://doi.org/10.2989/02577618909504561

Lluch-Belda, D., Schwartzlose, R. A., Serra, R., Parrish, R., Kawasaki, T., Hedgecock, D., & Crawford, R. J. M. (1992). Sardine and anchovy regime fluctuations of abundance in four regions of the world oceans: A workshop report. Fisheries Oceanography, 1(4), 339–347. https://doi.org/10.1111/j.1365-2419.1992.tb00006.x

Lorenzen, K. (2016). Toward a new paradigm for growth modeling in fisheries stock assessments: Embracing plasticity and its consequences. Fisheries Research 180 (216): 4-22 pp.

Maunder, M & J. Thorson. (2019). Modeling temporal variation in recruitment in fisheries stock assessment: A review of theory and practice. Fisheries Research 217 (2019) 71–86 pp.

McAllister, M. & Ianelli, J. (1997). Bayesian stock assessment using catch-age data and the sampling-importance resampling algorithm. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 54(2), 284–300.

Mohn R., & G. Chouinard. 2004. Production analysis of southern Gulf of St Lawrence cod for the identification of biological reference points, 2004. Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2004/039. 14 pp.

Neira S., R. Alarcón, A. Arriagada, L. Cubillos, H. Arancibia & M. Barros. (2022). Informe Final Proyecto FIPA 2019-17 Asesoría para la revisión de PBRs y consideraciones ecosistémicas asociados a pesquerías pelágicas. Universidad de Concepción, 378 pp. + Anexos.

Ossa L., Suárez B., Jiménez M.F., Henríquez S., González A., Ojeda R., Le-Bert J., Simeone A., Hüne

M., Cari I., Zárate P. y D. Devia. (2023). Informe Final 2022. Convenio de Desempeño 2022. Programa de investigación y monitoreo del descarte y la captura de pesca incidental en pesquerías pelágicas, 2022-2023. Instituto de Fomento Pesquero, Valparaíso, Chile. 331 p. + Anexos.

Parada C., Yannicelli B, Hormazábal S, Vásquez S, Porobić J, Ernst B, Gatica C, Arteaga M, Montecinos A, Núñez S & A. Gretchina. (2013). Variabilidad ambiental y recursos pesqueros en el Pacífico suroriental: estado de la investigación y desafíos para el manejo pesquero. Lat. Am. J. Aquat. Res. 41 (1): 1-28.

Payá, I., Canales, C., Bucarey, D., Canales, M., Contreras, F., Leal, E., Tascheri, R., Yáñez, A., Zúñiga, M. J., Clark, W., Dorn, M., Dunn, M., Fernández, C., Haddon, M., Klaer, N., & Sissenwine, M. (2014). Revisión de los puntos biológicos de referencia (Rendimiento Máximo Sostenible) en las pesquerías nacionales. Informe Final. Convenio II: Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales 2014. Subsecretaría de Economía y EMT / IFOP, Chile (pp. 1–49 +Anexos).

Pedraza-García, M & L. Cubillos. (2008). Population dynamics of two small pelagic fish in the central-south area off Chile: delayed density-dependence and biological interaction. Environ Biol Fish. 82: 111-122.

Perälä, T., & A. Kuparinen. (2015). Detecting regime shifts in fish stock dynamics. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 72, 1619–1628.

Pikitch, E., Boersma, P. D., Boyd, I. L., Conover, D. O., Cury, P., Essington,T. E., Heppell, S. S., Houde, E. D., Mangel, M., Pauly, D., Plagányi, E. E., Sainsbury, K. J., & Steneck, R. S. (2012). Little Fish, Big Impact: Managing a crucial link in ocean food webs (108 p). Lenfest Ocean Program.

Punt, A. E., A'mar, T., Bond, N. A., Butterworth, D. S., de Moor, C. L., De Oliveira, J. A. A., Haltuch, M. A., Hollowed, A. B., & Szuwalski, C. (2014). Fisheries management under climate and environmental uncertainty: Control rules and performance simulation. ICES Journal of Marine Science, 71(8), 2208–2220. https://doi.org/10.1093/icesj ms/fst057.

Punt, A. E., Butterworth, D. S., de Moor, C. L., De Oliveira, J. A. A., & Haddon, M. (2016a). Management strategy evaluation: Best practices. Fish and Fisheries, 17(2), 303–334. https://doi.org/10.1111/faf.12104.

Punt, A. E., MacCall, A. D., Essington, T. E., Francis, T. B., Hurtado-Ferro, F., Johnson, K. F., Kaplan, I. C., Koehn, L. E., Levin, P. S., & Sydeman, W. J. (2016b). Exploring the implications of the harvest control rule for Pacific sardine, accounting for predator dynamics: A MICE model. Ecological Modelling, 337, 79–95. https://doi.org/10.1016/j.ecolm odel.2016.06.004

Punt, A. E., Smith, A. D. M., & Smith, D. C. (2012). "Selecting relative abundance proxies for BMSY and BMEY". ICES Journal of Marine Science, 69(4), 670-682.

Punt, A.E. (2006). The FAO Precautionary Approach after almost 10 years: have we progressed towards implementing simulation-tested feedback-control management systems for fisheries

management? Natural Resource Modeling 19, 441–464.

Punt, A.E. and Donovan, G. (2007). Developing management procedures that are robust to uncertainty: lessons from the International Whaling Commission. ICES Journal of Marine Science 64, 603–612.

Rademeyer, R. A., Plagányi, É. E., & Butterworth, D. S. (2007). Tips and tricks in designing management procedures. ICES Journal of Marine Science, 64(4), 618-625. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsm050

Rijnsdorp, A, Niels, Daan y Willem Dekker. (2006). Partial fishing mortality per fishing trip: a useful indicator of efective fishing efort in mixed demersal fisheries 63 (3): 556-566.

Robinson, W. M. L., Butterworth, D. S., & Plagányi, É. E. (2015). Quantifying the projected impact of the South African sardine fish- ery on the Robben Island penguin colony. ICES Journal of Marine Science, 72(6), 1822–1833. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv035.

Roy, C., Cury, P., Kifani, S., (1992). Pelagic fish recruitment success and reproductive strategy in upwelling areas: environmental compromises. S. Afr. J. Marine. Sci. 12:1, 135–146.

Saavedra, A., Vargas, R., Catasti, V., Lang, C., Grendi, C., Bustamante, A., Cifuentes, U., Pizarro, M., Sanchez, F., Gutierrez, J., Molina, E., Cerna, F., Lopez, A., Nuñez, S., Silva, J., Vasquez, S., Luna, R., Klarian, S., Fernando, F., & Carcamo, C. (2023). Evaluación hidroacústica de los stocks de anchoveta y sardina común entre las Regiones de Valparaíso y los Lagos, año 2023. Informe Final Instituto de Fomento Pesquero (IFOP)., 299 pp.

Sainsbury, K. (2008). "Best practice reference points for Australian fisheries". Australian Fisheries Management Authority.

Sánchez, S., Ibaibarriaga, L., Uriarte, A., Prellezo, R., Andres, M., Abaunza, P., Jardim, E., Lehuta, S., Pawlowski, L., & Roel, B. (2019). Challenges of management strategy evaluation for small pelagic fish: The Bay of Biscay anchovy case study. Marine Ecology Progress Series, 617, 245–263. https://doi.org/10.3354/meps12602.

SEDAR. (2020). SEDAR 69 – Atlantic Menhaden Benchmark Stock Assessment Report. SEDAR. Retrieved:https://www.asmfc.org/uploads/file/5e4c3a4bAtlMenhadenSingleSpeciesAssmt_PeerR eviewReports.pdf.

Serra R. (1986). Desarrollo de la pesquería de anchoveta (*Engraulis ringens*) y los cambios de su abundancia. Investigación Pesquera, Chile 33: 13-24.

Serra, J.R. (1983). Changes in the abundance of pelagic resources along the Chilean coast. In: G. Sharp & J. Csirke (eds.). Proceedings of the expert consultation to examine changes in abundance and species composition of neritic fish resources. FAO Fish. Rep., 291: 255-284.

Siple MC, Koehn LE, Johnson KF. et al. (2021). Considerations for management strategy evaluation for small pelagic fishes. Fish Fisheries. 22: 1167-86.

Smith, A. D. M., Brown, C. J., Bulman, C. M., Fulton, E. A., Johnson, P., Kaplan, I. C., Lozano-Montes, H., Mackinson, S., Marzloff, M., Shannon, L. J., Shin, Y.-J., & Tam, J. (2011). Impacts of fishing low- trophic level species on marine ecosystems. Science, 333(6046), 1147–1150.

Soto-Mendoza, S., C. Parada, L. Castro, F. Colas & W. Schneider. (2012). Modeling transport and survival of anchoveta eggs and yolk-sac larvae in the coastal zone off central-southern Chile: Assessing spatial and temporal spawning parameters. Prog. Oceanogr., 92(1): 178-191.

Szuwalski, C., Vert-Pre, K., Punt, A., Branch, T. A., & Hilborn, R. (2015). Examining common assumptions about recruitment: A meta-analysis of recruitment dynamics for worldwide marine fisheries. Fish and Fisheries, 16, 633–648.

Tommasi, D., Stock, C. A., Pegion, K., Vecchi, G. A., Methot, R. D., Alexander, M. A., & Checkley, D. M. (2017). Improved management of small pelagic fisheries through seasonal climate prediction. Ecological Applications, 27(2), 378–388. https://doi.org/10.1002/eap.1458.

Ulrich, C., García, D., Andersen, B.S., Castro, J., Damalas, D., Frost, H., Goti, L., Hamon, K., HilleRisLambers, R., Ho↲, A., Huse, I., Kvamme, C., Mahevas, S., Maravelias, C., Reeves, S.A. y Santurtun, M. (2009). Reconciling single-species management objectives in an integrated mixed-fisheries framework for avoiding over quota catches. Main outcomes of the FP6 AFRAME project. ICES Annual Science Conference (ICES CM 2009/M:08).

Van Beveren, E., Bonhommeau, S., Fromentin, J.M., Bigot, J.L., Bourdeix, J.H., Brosset, P., Roos, D., Saraux, C., (2014). Rapid changes in growth, condition, size and age of small pelagic fish in the Mediterranean. Mar. Biol. 161, 1809-1822.

Vásquez S., C. Salas., S. Núñez., L, Soto., J. Letelier., M. Arteaga., C. Gatica., A. Sepúlveda., L. Cisterna., A. Gretchina., A. Ospina. (2014). Estimación de índices de reclutamiento basados en variables y modelos biofísicos de pelágicos pequeños de la zona centro sur de Chile: Fase II. Informe final FIPA 2014-35. Instituto de Investigación Pesquera. 153 pp.

Vega, R., Ossa, L., Suárez, B., Jiménez, M. F., Henríquez, S., González, A., Ojeda, R., Le-Bert, J., Simeone, A., Anguita, C., Pérez, M. J., Santos, M., Cavieres, J., Paredes, P., Cari, I., Zárate, P., & Devia, D. (2020). Programa de observadores científicos: Programa de investigación y monitoreo del descarte y la captura de pesca incidental en pesquerías pelágicas, 2019-2020. Informe Final. Convenio de Desempeño Subsecretaría de Economía y EMT / IFOP, Chile. (pp. 1–344 +Anexos).

Vinther, M., S. A. Reeves y K. R. Patterson. (2004). From single species advice to mixed-species management: taking the next step. ICES Journal of Marine Science, 61: 1398-1409.

Walker, K., Gomez, A., Marlene, R (2022). Programa de seguimiento de las principales pesquerías pelágicas de la zona centro sur de Chile, entre las regiones de Valparaíso y Aysén del General Carlos Ibañez del Campo, año 2021. Informe Final. Convenio de Desempeño, 2021.

Walker, K., Gómez, A., Ramírez, M., Caballero, L., Eisele, G., Cerna, F., Lopez, A., Machuca, C., Muñoz, L., Troncoso, M., Pizarro, M., & Bustamante, A. (2024). Programa de seguimiento de las principales pesquerías pelágicas de la zona centro sur de Chile, regiones de Valparaíso y Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo, año 2024. Informe Final. Convenio de Desempeño Subsecretaría de Economía y EMT / IFOP, Chile. 514 pp.

Walters, C. & S. Martell. (2004). Fisheries Ecology and Management, Princeton University Press,

United States; pp 399.

Walters, C.J., Hilborn, R., (1976). Adaptive control of fishing systems. J. Fish. Res. Board. Can. 33, 145-159.

Wayte., S. (2013). Management implications of including a climate-induced recruitment shift in the stock assessment for jackass morwong (Nemadactylus macropterus) in south-eastern Australia. Fish. Res. 142, 47–55.

Wiff, R., Lima, M., Gelcich, S., Canales, M., Queirolo, D., Ahumada, M., López, F., Gacitúa, S., Flores, A., & Serramalera, L. (2017). Metodología para la estimación de las capturas totales anuales históricas. Caso de Estudio: Pesquería de Sardina Común y Anchoveta V-X Región. Informe Final. CAPES - UC - Subsecretaría de Pesca y Acuiculputa (SSPA). Proyecto CUI 2015-72-DAP-27.

Zenteno, J. (2024). Estatus y Posibilidades de Explotación Biológicamente Sustentables de Sardina comun, Región de Valparaíso a la Región de Los Lagos, año 2024. Informe Técnico. Subsecretaría de Economía y EMT. 163 pp.

Zhang, F., Reid, K. B., & Nudds, T. D. (2017). Relative effects of biotic and abiotic factors during early life history on recruitment dynamics: A case study. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 74(7), 1125–1134.

Zunguza, A., Montes, R. M., Cubillos, L. A., & Quiñones, R. A. (2022). River runoff as a major driver of anchovy (Engraulis ringens) recruitment but not of common sardine (Strangomera bentincki) in central-South Chile. Frontiers in Marine Science, 9, 800759. https://doi.org/10.3389/fmars.2022.800759

Zúñiga, M. J., & Canales, C. (2014). Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales al año 2015 en sardina común V-X Regiones. Sardina común V-X Regiones, 2015. (Informe de Estatus y Cuota. Convenio de Desempeño 2014, Subsecretaria de Economía y EMT). Instituto de Fomento Pesquero.

Zúñiga, M. J., Vega, R., Suárez, B., & Quiroz, J. C. (2022). Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentable de anchoveta, región de Valparaíso a la Región de Los Lagos, año 2023. Subsecretaria de Economía y EMT. Instituto de Fomento Pesquero.

11. Anexos

Anexo 1: Talleres y reuniones

Tabla A1. Talleres y reuniones realizadas durante el desarrollo del proyecto.

Taller/reunión	Fecha	Ámbito
Reunión de coordinación	08/06/ 2023	Administrativo
Taller: Fuentes de incertidumbre	09/08/2023	Objetivo 1
Taller: Reglas de Control de Captura e Indicadores de Desempeño dirigido al Comité de Manejo	11/12/2023	Objetivo 5
Taller: Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) y aplicación de RCC en las pesquerías de anchoveta y sardina común dirigido al CM	07/03/2024	Objetivo 5
Taller: Asesoría al Comité de Manejo de pequeños pelágicos de la zona centro sur en la selección de PM	13/06/2024	Objetivo 5
Taller: Resultados de las EEM comunicados al Comité Científico Técnico de Pesquería de Pequeños Pelágicos (CCT-PP)	26/06/2024	Objetivo 5
Taller: Asesoría al Comité de Manejo de pequeños pelágicos de la zona centro sur en la selección de PM	25/07/2024	Objetivo 5
Taller: Difusión de resultados	15/01/2025	Administrativo

a) Reunión de coordinación.

Acta Reunión de Coordinación FIPA 2023-02: Diseño e implementación de evaluación de estrategias de manejo (EEM) en las pesquerías de anchoveta y sardina común: Fase 2.

Con fecha 08 de junio de 2023, siendo las 15:00 pm, mediante sistema de video conferencia, se inicia la reunión de coordinación del proyecto FIPA 2023-02.

Participantes:

- Rafael Hernández Vidal (Director Ejecutivo FIPA)
- Malú Zavando Benítez (Profesional FIPA)
- Nicole Mermoud Aldea (Sectorialista SSPA)
- Camila Sagua Cepeda (Sectorialista SSPA)
- Luciano Espinoza (Sectorialista SSPA)
- Cristian Canales Ramírez (Jefe de proyecto PUCV)
- Nazareth Sánchez Espinoza (Investigadora PUCV)
- Onelys Alvarado Arenas (Investigadora PUCV)
- Marcos Arteaga Vásquez (Profesional INPESCA)

Presentación del proyecto: El Dr. Cristian Canales, jefe de proyecto, realizó la presentación del plan de trabajo, actividades y metodologías a desarrollar durante el proyecto (Anexo 1). El enfoque metodológico fue explicado para cada objetivo que contempla el estudio:

Objetivo 1: Identificar, representar y evaluar explícitamente las principales fuentes de incertidumbre, profundizando en aquellas asociadas a la condición de pesquería mixta, imputación conjunta, al régimen operacional intra-anual, y la hiper-regla descrita para la pesquería de la sardina común y anchoveta centro-sur.

El Dr. Cristian Canales explicó que el desarrollo de este objetivo iniciará con una encuesta de opinión experta dirigida a profesionales de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SSPA), Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA), integrantes del Comité Científico Técnico (CCT) y Comité de Manejo (CM). La encuesta contendrá un set de fuentes de incertidumbre propuesta por el equipo de trabajo basadas en el conocimiento experto, revisión bibliográfica y de los resultados obtenidos del proyecto FIPA 2018-49. Las respuestas obtenidas serán discutidas posteriormente en un taller de trabajo en agosto del presente año en la ciudad de Valparaíso.

La sectorialista Nicole Mermoud señaló que los remanentes de cuotas deben ser incluidos como una fuente de incertidumbre. Además, destacó la importancia de incluir y evaluar el impacto de la imputación conjunta, dado que esta medida permite exceder la recomendación de CBA emitida por el Comité Científico Técnico. Para que el equipo de trabajo del proyecto pueda entender este proceso con mayor detalle, se enviará un material técnico sobre la explicación del proceso actual de la imputación conjunta.

Objetivo 2: Desarrollar modelo(s) operativo(s) alternativo(s) que incorpore(n) las principales fuentes de incertidumbre asociadas a la evaluación de stock de sardina común y anchoveta, considerando también escala intra-anual.

El jefe de proyecto indicó que el modelo operativo podrá independizarse e implementarse en una escala intra-anual (trimestres). Para ello, se considerará el modelo formulado por Canales et al., (2019), el cual también fue aplicado en el proyecto FIPA 2018-49. Para hacer compatible el modelo actual basado en una evaluación de stock anual (datos anuales), el modelo operativo formulado en escala intra-anual podrá simular composiciones de tallas trimestrales y ser convertidas a composiciones de edad trimestral y luego anual. Por lo tanto, se deberá considerar claves edad-tallas sujetas igualmente a un error de observación. Complementariamente, se explicó que: (i) los modelos operativos considerarán las fuentes de incertidumbre discutidas y consensuadas en el objetivo 1; (ii) el condicionamiento de los modelos operativos será realizado a partir de un modelo de evaluación; (iii) las reglas de control de capturas a evaluar serán definidas mediante el segundo taller de trabajo, establecido en el mes de septiembre en la ciudad de Talcahuano.

El Director Ejecutivo del FIPA, Rafael Hernández, indicó que los resultados obtenidos a partir del segundo taller de trabajo se reporten en el informe pre-final y no en el informe de avance. Esto a consideración que esta actividad se debe llevar a cabo el mismo mes de la entrega del informe de avance (septiembre), lo cual implica un acotado tiempo para realizar los análisis correspondientes.

Objetivo 3: Testear estrategias de manejo alternativas, utilizando Procedimientos de Manejo (PM) empíricos y PM modelo-basado alternativos para las pesquerías.

El Dr. Cristian Canales señaló que se evaluará el desempeño de las reglas de control de captura alternativas basadas tanto en las estimaciones del diagnóstico poblacional a partir de la evaluación de stock y de los indicadores de los cruceros acústicos. Se destacó que, tanto para un procedimiento de manejo empírico como para un procedimiento de manejo modelo basado se necesita como dato de entrada una regla de decisión. El testeo de las estrategias de manejo

alternativas se comparará con el actual sistema de gestión mediante distintos indicadores de desempeño a discutir en el segundo taller de trabajo.

De acuerdo a la pertinencia del proyecto con el trabajo que realiza actualmente IFOP, se acordó enviar una carta oficial a la Institución para solicitar la participación del equipo de trabajo que se desempeña en la evaluación y estudio de los recursos anchoveta y sardina común en la zona centro-sur.

Objetivo 4: Evaluar la efectividad del manejo para alcanzar el o los objetivos de manejo establecidos por la LGPA y otros que se propongan para la administración de una pesquería mixta de sardina común y anchoveta.

El jefe de proyecto explicó que para analizar y evaluar la robustez y efectividad de cada estrategia propuesta se proporcionará una batería de estadísticos de desempeño. Para ello, es necesario definir previamente los objetivos operacionales (ejemplo: minimizar el riesgo de sobre-explotación futura) y el indicador/métrica (ejemplo: minimizar la probabilidad de que B<Brms). Preliminarmente, en la propuesta técnica que presentaron un set de indicadores de desempeño en distintos ámbitos: conservación, pesquería, económico, social e impacto ambiental. De acuerdo con lo anterior, la selección de las estrategias de manejo se realizará en el marco del tercer taller de trabajo, el cual se realizará en enero de 2024 en la ciudad de Valparaíso, y convocará a los miembros del Comité de Manejo, Comité Científico Técnico, SSPA, SERNAPESCA y científicos relacionados con la materia de este estudio.

La sectorialista Nicole Mermoud recomendó revisar y considerar los indicadores operacionales discutidos y establecidos por el Comité de Manejo. Además, enfatizó en la importancia de incluir la componente social y económica que llevará a cabo el profesional Exequiel González.

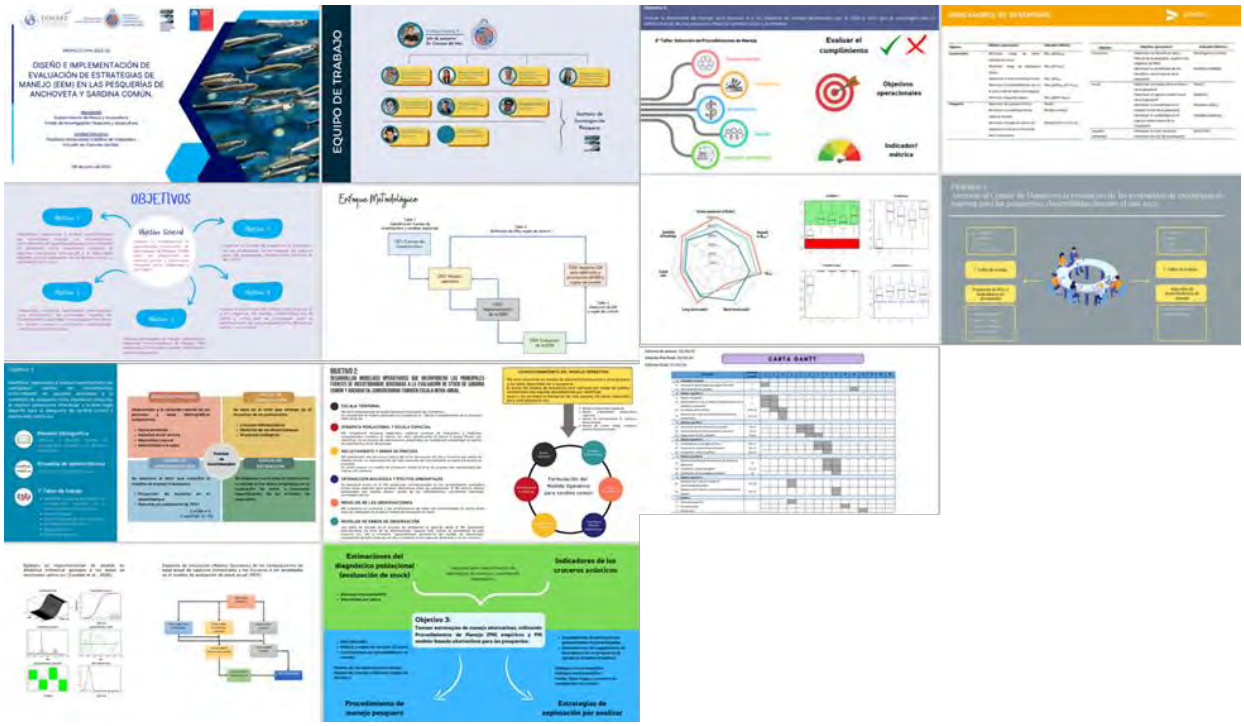
Objetivo 5: Asesorar al Comité de Manejo en la evaluación de las propuestas de estrategias de captura para las pesquerías, desarrolladas durante el año 2022.

El Dr. Cristian Canales destacó que este objetivo contempla principalmente 2 actividades. La primera actividad es el taller de trabajo a realizar en el mes de septiembre, con el objetivo de asesorar al Comité de Manejo en la propuesta de reglas de control e indicadores de desempeño. La segunda actividad está en el marco del taller de trabajo que se llevará a cabo en el mes de enero de 2024 que tiene como finalidad recomendar y asesorar el Comité de manejo en la selección de estrategias de manejo. En ambas actividades está planificado realizar una modalidad teórica para explicar la parte conceptual, y una modalidad práctica con actividades en grupo de discusión y acuerdos.

La sectorialista Nicole Mermoud indicó que el actual Comité de Manejo se encuentra en renovación, destacando que la finalización del proceso podría culminar en unos meses más. Por tal razón, las fechas del segundo y tercer taller de trabajo estarán sujetas a cambio con el propósito de tener la mayor participación de los integrantes del Comité de Manejo.

La sesión se da por finalizada a las 15:55 pm.

Anexo 1:



b) Taller: Fuentes de incertidumbre.

INVITACION

Como parte de las actividades del proyecto **FIPA 2023-02: "Diseño e implementación de Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) en las pesquerías de Anchoveta y Sardina común: Fase 2"** que desarrolla la Pontificia Universidad Católica de Valparaíso en conjunto con el Instituto de Investigación Pesquera, es necesario identificar las principales fuentes de incertidumbre del sistema biológico-pesquero que inciden en el manejo de la pesquería de pequeños pelágicos de la zona centro-sur.

En este sentido y dada su experiencia en este tipo de recursos, nos complacería contar con su participación en el primer taller de trabajo, a realizarse en el **Hotel Diego de Almagro. Molina 76**, Valparaíso, el día **29 de agosto entre las 9:00-13:00 hrs**.

Agradeciendo su atención y esperando contar con su asistencia, le saluda atentamente

Cristian Canales Ramírez
Jefe de proyecto

Horario	Temas
09:00 - 09:15	• Recepción y bienvenida
09:15 – 09:30	• Introducción al taller: Alcances del proyecto y fuentes de incertidumbre en el manejo pesquero de pesquería de pequeños pelágicos en la zona centro sur.
09:30 – 09:50	• Presentación de los resultados de encuestas de percepción de las fuentes de incertidumbre.
10:00 - 10:30	• Pausa de café
10:30 – 13:00	• *Actividad de priorización de las fuentes de incertidumbre:* • Consenso de las principales fuentes de incertidumbre que afectan el manejo de la pesquería. Encuesta actual y experiencias aprendidas en el proyecto FIPA 2018-49. • Dinámica de grupo para priorizar fuentes de incertidumbre
13:00	• Cierre del taller

ESCUELA DE CIENCIAS DEL MAR
PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DE VALPARAÍSO

PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DE VALPARAÍSO

INSTITUTO INVESTIGACIÓN PESQUERA

DIMARE

1° Taller de trabajo FIPA 2023-02: Diseño e implementaciónde Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) en las pesquerías de Anchoveta y Sardina común: Fase 2.

Lugar: Hotel Diego de Almagro. Molina76, Valparaíso.
Fecha: Martes 29 de agosto de 2023

Objetivo: Identificar las principales fuentes de incertidumbre del sistema biológico-pesquero que inciden en el manejo de la pesquería de pequeños pelágicos de la zona centro-sur.

Nombre	Institución	Firma
Karin Silva Acedo	SSPA	
CAMILA SAGUA CEPEDA	SSPA	
Luciano Espinoza M	SSPA	
Exequiel Gonzalez P.	ECM-PUCV	
Jorge Farias A.	SSPA	
Claudio Gatica M	Impasca	
Maximiliano Alarcón C.	CIAM.	
Nicole Mezmoud Aldea	SUBPESCA	
Nicolas Adasme Luciso	IFOP	

Nombre	Institución	Firma
DARIO RIVAS	SSPA	
NAZARETH SANCHEZ	PUCV	
Cristian Canales	PUCV	

Link: https://www.pucv.cl/uuaa/escuela-de-ciencias-del-mar/investigadores-de-la-pucv-e-inpesca-realizan-taller-tecnico-sobre.

Investigadores de la PUCV e INPESCA realizan taller técnico sobre evaluación de estrategias de manejo en las pesquerías de anchoveta y sardina común

Investigadores de la PUCV e INPESCA realizan taller técnico sobre evaluación de estrategias de manejo en las pesquerías de anchoveta y sardina común

En el marco del Proyecto FIPA 2023-02, de esta instancia participaron investigadores, profesionales del Instituto de Fomento Pesquero y de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura.

El **Laboratorio Dinámica de Poblaciones Marinas y Modelamiento Estadístico** (DIMARE) **de la Escuela de Ciencias del Mar de la PUCV**, liderado por el profesor **Dr. Cristian Canales Ramírez**, en conjunto con el **Instituto de Investigación Pesquera** (INPESCA), realizaron el primer taller técnico del proyecto FIPA 2023-02, titulado **"Diseño e implementación de Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) en las pesquerías de anchoveta y sardina común: Fase 2"**.

c) Taller: Reglas de Control de Captura e Indicadores de Desempeño dirigido al Comité de Manejo.

Programa taller Reglas de Control de Captura (RCC) e Indicadores de Desempeño (ID)

Proyecto FIPA 2023-02: "Diseño e Implementación de Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) en las Pesquerías de Sardina común y Anchoveta, Fase 2"
Lugar: INPESCA, Colón 2780, Talcahuano.
Fecha: 11 de diciembre 2023

9:00 - 9:15 Acreditación al taller

9:15 - 09:30 Presentación inicial (Jefe proyecto, Cristian Canales. PUCV)

09:30 - 09:50 Presentación RCC exploradas y otras por considerar (Claudio Gatica, investigador INPESCA)

10:00 - 10:30 Servicio de cafetería

10:30 - 13:00 Dinámica de grupo (consensuar RCC adoptada por el CM) (Carlos González, investigador INPESCA)

13:00 - 14:30 Servicio almuerzo

14:30 - 15:00 Presentación indicadores desempeño utilizadas en proyecto fase 1 y analizadas en Comité de Manejo (Marcos Arteaga, investigador INPESCA)

15:00 - 16:00 Dinámica de grupo (consensuar indicadores para medir ID) (Carlos González)

16:00 - 16:30 Servicio de cafetería

16:30 - 17:30 Continuación dinámica de grupo (consensuar indicadores para medir ID) (Carlos González)

17:30 - 18:00 Conclusiones y cierre de taller

PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DE VALPARAÍSO

INSTITUTO DE INVESTIGACIÓN PESQUERA

ASISTENCIA TALLER REGLAS DE CONTROL DE CAPTURA (RCC) E INDICADORES DE DESEMPEÑO (ID)

Proyecto FIPA 2023-02: "Diseño e Implementación de Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) en las Pesquerías de Sardina común y Anchoveta, Fase 2"
Lugar: INPESCA, Colón 2780, Talcahuano.
Fecha: 11 de diciembre 2023

	NOMBRE	INSTITUCIÓN	FIRMA
1	Pedro Marin Ch.	A.G. Armadores San Antonio	
2	[illegible]	[illegible]	
3	Rigoberto Durán Rueda	Sipamar Coronel	
4	[illegible] Bustos Velazco	AG Los Rojas Coronel	
5	Pedro [illegible]	[illegible]	
6	Lilian Troncoso	Subpesca	
7	Claudio Salazar	Alimentos Marinos	
8	[illegible] T.	ALIMAR	
9	[illegible] Miguel	Foodcorp. Chile S.A.	
10	Nicole [illegible]	Sernapesca	
11	Camila Sagua Cepeda	Subpesca	
12	Segundo Hernán	Asogpesca [illegible]	
13	Robert Contreras R.	Blumar S.A.	
14	Gonzalo Ramírez L.	Sernapesca	
15	Sylvia Vargas R.	Inpesca	
16	Marcos Arteaga	INPESCA	
17	Leah González R.	INPESCA	
18	Maribeth Sánchez	PUCV	
19	Felipe Alvarado	PUCV	
20	Claudio Gatica M.	INPESCA	
21	Cristian Canales	PUCV	
22	Victoria Rubio	CONAPESCA	
23	Juan C. Vargas	[illegible]	

Pregunta 1 **¿Cuál cree usted que es el nivel de captura de referencia "sostenible" apropiado (mono o multi especie)?**

Grupo 1

Nicole Mermoud: Se hizo referencia a algunos años en los cuales las capturas fueron apropiadas en este caso en los años 2008 y 2011 y además se planteó que un valor de captura de referencia sostenible al menos en el Biobío es de 600.000 t. También se indicó con cuanto viven y en este caso se indicó que con 1.000 t por embarcación considerando un estimado de 600 embarcaciones en la región es un nivel de referencia con el cual ellos disponen para vivir con sueldos aceptable. Las 600.000 t son multiespecíficas.

Grupo 2

Camila Sagua: Aquí el grupo también coincidió en el mismo valor de 650.000 t y además se indicó se había establecido por rango de eslora de las embarcaciones la cantidad de toneladas óptimas, de las embarcaciones de 12 metros hablaron alrededor de 500 t de las grandes 1500 t y de las medianas entre 800 y 1000 t, eso como capturas de referencia sostenibles. Y respecto de las capturas históricas eran referente al último periodo bordeando las 650.000 t de carácter regional.
Moderador: vamos a la segunda pregunta ¿**Cuál cree usted que es el nivel de captura más baja admisible (mono o multi especie)? (bajo la cual no saldrían a pescar)**

Grupo 1

Nicole Mermoud: Se discutió harto la respuesta a esta pregunta y se dijo todo se acomoda a la realidad que existe, lo que le sirve a una embarcación puede que no le sirva a la otra y bajo ese concepto cuando las embarcaciones tienen un nivel de cuota demasiado inferior, lo que ellos hacen (armadores) es vender la cuota y otros la vienen a comprar. A eso se refieren con adaptarse a la realidad actual, entonces como que fue difícil establecer un nivel mínimo con el cual no saldrían a pescar, pero ahí también salieron algunos comentarios sobre cierto nivel de categoría de embarcaciones en donde decían que, bajo las 1.000 t para una embarcación mayor a 18 metros, no saldrían a pescar. En los traspasos de cuota no se llegó a un nivel específico de cuota, pero si se habló de algunos años en donde la referencia de captura fue mala, ese año que nombran bastante fue el 2013.

Grupos 2

Camila Sagua: Indica que es similar a lo plantado por Nicole, se habló más de lo óptimo que de lo mínimo, porque finalmente se terminan adaptando a lo que se les asigna como dijo Nicole, sino se puede se vende y si hay poca cuota se tienen que adaptar a la poca cuota, pero hay ciertos límites en las toneladas…
Victoria Rubio: Indica que todos estamos de acuerdo con lo que él plantea.
Moderador: vamos a la tercera pregunta **¿Cuál es el nivel de biomasa de referencia?**

Grupo 1

Nicole Mermoud: Se discutió bastante a que nivel de referencia de biomasa se refiere la pregunta, si a la que arroja el modelo de evaluación de stock, o si se refiere a la que está asociada a los cruceros acústicos para la determinación de ese indicador. Como respuesta general se dijo que la biomasa de referencia asociada a los años 2008-2009 y el 2011 son referencias de biomasas de referencia apropiadas de medir. Considerando la realidad actual se indicó que estamos cerca de los 3 a 3,5 millones, se indicó también que el porcentaje asociado a la captura de esa biomasa de referencia es de alrededor de un 30%, pero para responder centralmente la pregunta se vinculó a ciertos años 2008-2009 y 2011 principalmente asociada a la biomasa del crucero acústico para ambas especies.

Grupo 2

Camila Sagua: Más que un valor la idea es tener en cuenta la historia de los últimos años respecto de las biomasas de los cruceros. No había como un valor en particular.
Camila Sagua: Indica que se asocia a un rango histórico de años de los últimos 5 años para obtener el valor.
Moderador: vamos a la cuarta pregunta **¿Cuál es el nivel de biomasa bajo la cual aceptarían disminución de capturas?**

Grupo 1

Nicole Mermoud: En términos generales se dijo que siempre debiera haber un nivel de captura independiente que el recurso esté en un estado verde, amarillo o rojo, siempre debiera haber un nivel de captura asociado al recurso. Se habló también de que hay un año “malo históricamente” que corresponde al 2013, que justo coincide con la instalación de los Puntos Biológicos de Referencia, también se dijo que algo menor a la condición actual no se aceptarían bajas en la cuota. Y también se dijo como alternativa de que se aludió a que cuando el recurso está en una

zona roja algunas opiniones indicaron que se debieran optar por otras medidas de administración que permitan resguardarlo, como por ejemplo se debieran aumentar los tiempos de veda (aunque no todos estuvieron de acuerdo), pero disminuir la cuota eso no está dentro de las posibilidades.

Lilian Troncoso: En ese sentido es importante lo que ellos han señalado, en términos de que esta es una actividad económica necesita una rentabilidad, sino hay recurso no tiene sentido gastar para ir a pasearse, tiene que haber un equilibrio entre la rentabilidad. Por lo tanto, el resguardo del recurso, en este caso se hace… no hay una preocupación directa de recurso, es mi actividad económica, no vale la pena que yo salga a pescar si no voy a encontrar nada (me voy a pérdida). Ese razonamiento que no está siempre en la mesa, cuando estamos discutiendo el tema de cuanto es la biomasa o cuanto es lo van a ir a capturar.

Grupo 2

Camila Sagua: Se indicó que las biomasas son variables, va a depender mucho de los tiempos de operación, como se puede tener biomasas disponibles de 2.000.000 t que se pudieran salir a capturar y ello va a depender de los tiempos de que tendrán de operación que muchas veces está limitado por temas ambientales, asociados a las condiciones climáticas y por otro asociados a la operación de las plantas pesqueras, porque lo que ocurrió este año (2023) fue que hubo un colapso en las plantas pesqueras que provocó la generación de malos olores, que obligó a programar los desembarques y ello provocó un retraso de oportunidad. Entonces no pasa por la disponibilidad de biomasa que tengan en su momento, sino de otros factores que pueden estar influyendo en los tiempos de la operación. Además, se habló de los periodos de vedas que debiesen ser más flexibles para dar un poco más de oportunidad a la operación considerando que son pocos meses los que tienen y además considerando todos estos condicionantes que disminuyen el periodo de operación efectiva, todo lo anterior influye en la capacidad de capturar la biomasa disponible.

Moderador: Vamos a la pregunta 5: ¿**Qué tipo de cuotas de capturas prefiere: variable anualmente o constante por algunos años?**

Grupo 1

Nicole Mermoud: El grupo indicó que la cuota sea variable año a año, pero con la adición de un amortiguador y en la siguiente lo vamos a precisar lo del estabilizador.

Grupo 2

Camila Sagua: Indica que la respuesta de ellos también se inclina por una cuota variable, dependiente de la biomasa anual.
Moderador: Vamos a la pregunta 6 la cual dice. **"¿Qué nivel de variación porcentual anual (o en valor absoluto) de capturas podrían tolerar?"**

Grupo 1
Nicole Mermoud: Pensando en este amortiguador que sea aplicado a la abaja no hacia el alza, piensan en un 15% a un 20% de variación y como dice Victoria hace referencia al año 2013 un año traumático con la aparición del CCT y la drástica baja de la cuota (a un 33%).

Grupo 2
Camila Sagua: Indica que es de un 15% aun 20% en ambas direcciones.
Moderador: Consulta por alguna otra opinión para pasar a la próxima pregunta. Entonces pasamos a la pregunta 8: **"¿Si la captura se compone de reclutas, cree usted que el reclutamiento debería ser la variable de desempeño a proteger?"**

Grupo 1

Nicole Mermoud: Fue bastante unánime la respuesta acá y se indicó que ambos deben protegerse es decir reclutas y desovantes.
Grupo 2

Camila Sagua: Dijimos que había que revisar las tallas y se comentó que el CCT, ya había realizado una revisión de las tallas y que más allá de las tallas era el porcentaje que se capturaba de los reclutas, pero se hablaba que era importante que se resguardara un proceso de este periodo de los reclutas, pescando desde febrero, claro porque se hablaba de los periodos en los cuales se pescaba antes que era de febrero y ahora que se está aplicando este protocolo de buenas prácticas, se está dando oportunidad de que puedan seguir capturando todavía lo que le está faltando de cuota en este segundo periodo (dic 2023).
Moderador: Pasamos a la última pegunta: **"¿Le parece que el remanente siga operando en el sistema de revisiones de cuota?"**

Grupo 1

Nicole Mermoud: Aquí hay opiniones distintas no todos están a gusto con los remanentes, pero indican que es la opción que hoy día está disponible para acceder a sus saldos de cuota, en función

de eso dicen que Si, pero que la metodología de incorporación al sistema de cuotas debe ser revisada o adecuada, aquí hay un descontento o un desconocimiento de cómo se incorporan, pero sí están de acuerdo en general, porque es la opción que hay.
Moderador: Solicita escuchar al grupo 2.

Camila Sagua: Se indicó que los remanentes se produjeron producto de la pandemia y se han mantenido, por lo tanto, la idea de los remanentes es que sean utilizados eventualmente y no en esta situación que se ha dado de forma permanente. La idea es que no se continúe porque se genera esta inequidad respecto de cómo se distribuye finalmente la cuota producto de que se hace este descuento y queda una cuota mucho menor de la que debiese ser distribuida., favorece a los que les queda captura.

CONSENSUAR Y PRIORIZAR INDICADORES DE DESEMPEÑO (ID)
Se dan las instrucciones para iniciar la recepción de las respuestas de cada grupo.

Grupo 1
Dimensión **SUSTENTABILIDAD DEL STOCK**
Indicador 2 y 4 fueron seleccionados como los que poseen las mayores preferencias.
En el caso del indicador de desempeño 4 (niveles de biomasa límite) se indica tanto como este indicador también lo es el de la biomasa objetivo, el cual igual debiera ser considerado en el análisis. En este caso particular, se hace énfasis en definir mejor los límites. Y se deben consideran estos valores para cuando la población está bien o cuando está mal.
Finalmente se sugieren incorporar los 4 primeros indicadores, además del nivel de biomasa límite de reclutas y biomasa desovante.

Grupo 2
Dimensión **SUSTENTABILIDAD DEL STOCK**

Camila Sagua: Entrega los resultados de las frecuencias obtenidas para cada indicador y además señala que se incluyeron 2 nuevos indicadores, en este caso, el esfuerzo de pesca y estar en la zona roja del diagrama de Kobe.

Dimensión **RESTAURACIÓN DEL STOCK**
Juan Carlos Vargas: Indica que, si hay algunos sugeridos, en este caso, el indicador 4 “número de años en los cuales se recupera el recurso”, ello serviría para ir evaluando las condiciones del recurso e ir verificando su estado.
Grupo 1: Responden que todos estuvieron de acuerdo con incorporar este nuevo indicador.

Dimensión **RESTAURACIÓN DEL STOCK**

Camila Sagua: indica las frecuencias para cada indicador, además indicó que se agregó un nuevo indicador asociado a la estructura de tamaños.
Camila Sagua: Indica que estaban todos de acuerdo, les hacía mucho sentido.
Cristian Canales: Si ahí vemos el tema de la alternancia de las especies, ves que caes en una baja sin que se haya hecho nada, el reclutamiento es el que falló sostenidamente y como en Chile se mide con respecto a una vara, y tu caíste por debajo de la métrica de la vara y se genera una mal condición, entonces uno dice y porque me castigan a mí en la pesquería. Bueno es un tema que nosotros tendremos que resolverlo, pero si o si hay incorporar la alternancia de especies y de estos ciclos, ojo que nuestra tarea no es evaluar el stock, nosotros no vamos a hacer evaluación de stock, nosotros vamos a hacer evaluación de la estrategia, ¿Cuál estrategia? Comparativamente a otras, la que se desempeñe mejor, nada más. Ustedes tendrán que indicar cual les conviene mejor.
Camila Sagua: Indica que el agotamiento ocurre es por las dos razones (Sobrepesca + ambiente)

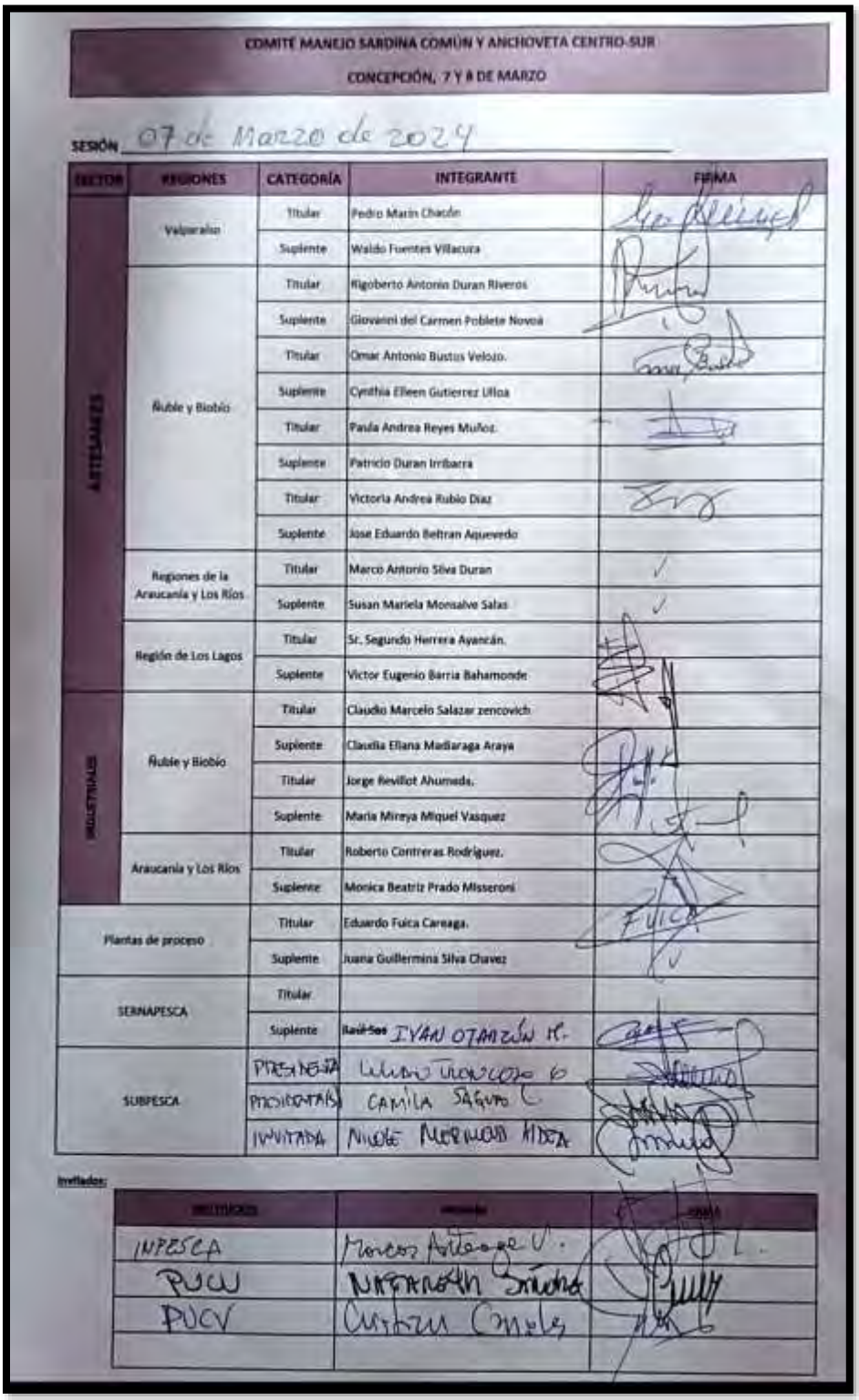
Dimensión **INTERESES DE LOS USUARIOS**

Juan Carlos Vargas: Indica las frecuencias para cada indicador. Por otro lado, indica que se propuso un nuevo indicador en este caso corresponde al porcentaje de aceite.
Victoria Rubio: Indica que el valor agregado lo planteamos por el caso del rendimiento, en el caso de la industria, ahí apareció este indicador. Que nosotros no lo vemos, pero igual es necesario considerar
Camila Sagua: Indica los valores de frecuencia de cada indicador propuesto. Además, indica que en el N°6 se consideró el “Precio de mercado de harina y aceite” y el valor tonelada” y en el número 7 “Tamaño, viajes con pesca, unidades por litro”, ambos fueron apoyos por todos. En el indicador 8 no existieron propuestas.

Dimensión **BIENESTAR SOCIAL**

Juan Carlos Vargas: Indica los valores de las frecuencias para cada indicador y además indica que se propone el siguiente indicador “Cantidad y calidad del empleo” y además “Nivel de empleo e ingreso”
Camila Sagua: Indica los valores de las frecuencias para cada indicador y además indica que se propone el siguiente indicador “Anticipar el inicio de la temporada”

d) Taller: Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) y aplicación de RCC en las pesquerías de anchoveta y sardina común dirigido al CM.



COMITÉ MANEJO SARDINA COMÚN Y ANCHOVETA CENTRO-SUR

CONCEPCIÓN, 7 Y 8 DE MARZO

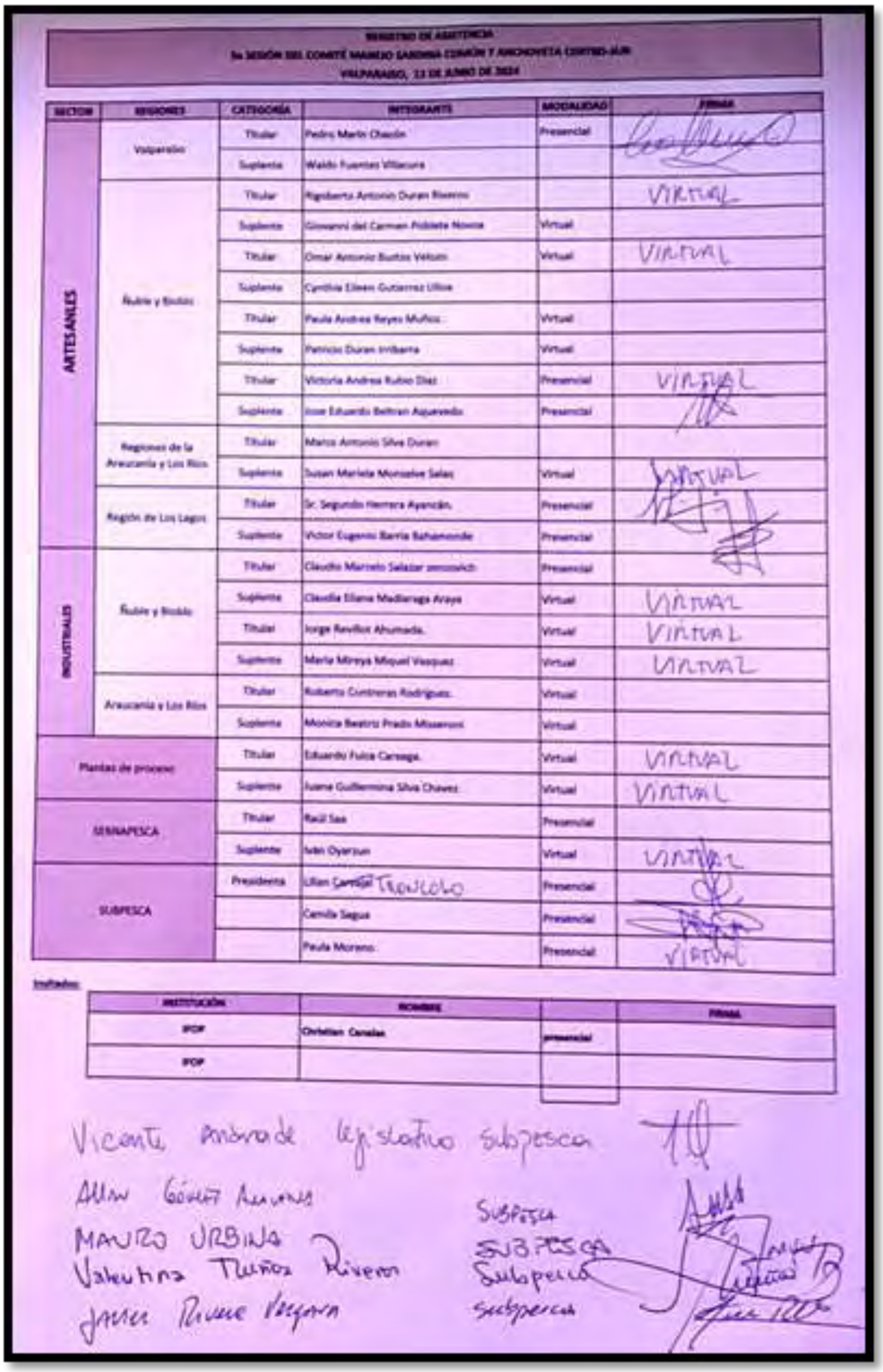
SESIÓN 07 de Marzo de 2024

SECTOR	REGIONES	CATEGORÍA	INTEGRANTE	FIRMA
ARTESANALES	Valparaíso	Titular	Pedro Marín Chacón	
		Suplente	Waldo Fuentes Villacura	
	Ñuble y Biobío	Titular	Rigoberto Antonio Duran Riveros	
		Suplente	Giovanni del Carmen Poblete Novoa	
		Titular	Omar Antonio Bustos Velozo.	
		Suplente	Cynthia Elleen Gutierrez Ulloa	
		Titular	Paula Andrea Reyes Muñoz.	
		Suplente	Patricio Duran Irribarra	
		Titular	Victoria Andrea Rubio Diaz	
		Suplente	Jose Eduardo Beltran Aquevedo	
	Regiones de la Araucanía y Los Ríos	Titular	Marco Antonio Silva Duran	✓
		Suplente	Susan Mariela Monsalve Salas	✓
	Región de Los Lagos	Titular	Sr. Segundo Herrera Ayancán.	
		Suplente	Victor Eugenio Barria Bahamonde	
INDUSTRIALES	Ñuble y Biobío	Titular	Claudio Marcelo Salazar zencovich	
		Suplente	Claudia Eliana Madiaraga Araya	
		Titular	Jorge Revillot Ahumada.	
		Suplente	Maria Mireya Miquel Vasquez	
	Araucanía y Los Ríos	Titular	Roberto Contreras Rodriguez.	
		Suplente	Monica Beatriz Prado Misseroni	
Plantas de proceso		Titular	Eduardo Fuica Careaga.	FUICA
		Suplente	Juana Guillermina Silva Chavez	✓
SERNAPESCA		Titular		
		Suplente	~~Raúl Sos~~ IVAN OTARZÚN M.	
SUBPESCA		PRESIDENTA	Liliana Troncoso G	
		PRESIDENTA(S)	CAMILA SAGUDO C.	
		INVITADA	NICOLE MORMOND HIDEA	

Invitados:

INSTITUCIÓN	[illegible]	FIRMA
INPESCA	Marcos Arteaga V.	
PUCV	Nazareth Sánchez	
PUCV	Cristian Canales	

e) Taller: Asesoría al Comité de Manejo de pequeños pelágicos de la zona centro sur en la selección de PM.



REGISTRO DE ASISTENCIA
3a SESIÓN DEL COMITÉ MANEJO SARDINA COMÚN Y ANCHOVETA CENTRO-SUR
VALPARAÍSO, 13 DE JUNIO DE 2024

SECTOR	REGIONES	CATEGORÍA	INTEGRANTE	MODALIDAD	FIRMA
ARTESANALES	Valparaíso	Titular	Pedro Marín Chacón	Presencial	
		Suplente	Waldo Fuentes Villacura		
	Ñuble y Biobío	Titular	Rigoberto Antonio Duran Riveros		VIRTUAL
		Suplente	Giovanni del Carmen Poblete Novoa	Virtual	
		Titular	Omar Antonio Bustos Veloso	Virtual	VIRTUAL
		Suplente	Cynthia Eileen Gutierrez Ulloa		
		Titular	Paula Andrea Reyes Muñoz	Virtual	
		Suplente	Patricio Duran Iribarra	Virtual	
		Titular	Victoria Andrea Rubio Diaz	Presencial	VIRTUAL
		Suplente	Jose Eduardo Beltran Aguayo	Presencial	
	Regiones de la Araucanía y Los Ríos	Titular	Marco Antonio Silva Duran		
		Suplente	Susan Marieta Monsalve Salas	Virtual	VIRTUAL
	Región de Los Lagos	Titular	Sr. Segundo Herrera Ayancán.	Presencial	
		Suplente	Victor Eugenio Barria Bahamonde	Presencial	
INDUSTRIALES	Ñuble y Biobío	Titular	Claudio Marcelo Salazar [illegible]	Presencial	
		Suplente	Claudia Eliana Madariaga Araya	Virtual	VIRTUAL
		Titular	Jorge Revillot Ahumada.	Virtual	VIRTUAL
		Suplente	María Mireya Miquel Vasquez	Virtual	VIRTUAL
	Araucanía y Los Ríos	Titular	Roberto Contreras Rodriguez.	Virtual	
		Suplente	Monica Beatriz Prado Misseroni	Virtual	
Plantas de proceso		Titular	Eduardo Fuica Careaga.	Virtual	VIRTUAL
		Suplente	Juana Guillermina Silva Chavez	Virtual	VIRTUAL
SERNAPESCA		Titular	Raúl Saa	Presencial	
		Suplente	Iván Oyarzun	Virtual	VIRTUAL
SUBPESCA		Presidenta	Lilian ~~Carrasco~~ TRONCOSO	Presencial	
			Camila Segua	Presencial	
			Paula Moreno.	Presencial	VIRTUAL

Invitados:

INSTITUCIÓN	NOMBRE		FIRMA
IFOP	Christian Canales	presencial	
IFOP			

Vicente Andrade legislativo subpesca
Allan Gómez Asenjo SUBPESCA
MAURO URBINA SUBPESCA
Valentina Muñoz Rivera Subpesca
Javier Rivera Vergara Subpesca

f) Taller: Resultados de las EEM comunicados al Comité Científico Técnico de Pesquería de Pequeños Pelágicos (CCT-PP).

	Nombre asistente	Institución
1	Silvia Hernández	Subsecretaría de Pesca
2	Víctor Espejo	Subsecretaría de Pesca
3	Nicole Mermoud	Subsecretaría de Pesca
4	Jorge Castillo	Instituto de Fomento Pesquero
5	Rodolfo Serra	Independiente
6	Miguel Araya	UNAP
7	Marcelo Oliva	Independiente
8	Marcos Arteaga	INPESCA
9	Ciro Oyarzún	UDEC
10	Hugo Arancibia	CIAM
11	Elson Leal	Independiente
12	Fernando Espíndola	Instituto de Fomento Pesquero
13	José Zenteno	Instituto de Fomento Pesquero
14	Nazareth Sánchez	PUCV
15	Cristian Canales	PUCV

g) Taller: Difusión de resultados.

INVITACION

El Laboratorio de Dinámica de Poblaciones Marinas y Modelamiento Estadístico (DIMARE) de la Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, en colaboración con el Instituto de Investigación Pesquera (INPESCA), saludan cordialmente a usted y tienen el agrado de invitarle al Taller de Difusión de resultados del proyecto **FIPA 2023-02: "Diseño e implementación de Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) en las pesquerías de anchoveta y sardina común: Fase 2"**.

La actividad se realizará el día **miércoles 15 de enero,** en horario de **10:00 a 12:00 horas**, bajo modalidad virtual a través de la plataforma Zoom.

Agradeciendo su atención y esperando contar con su participación, le saluda atentamente,

Cristian Canales Ramírez
Jefe de proyecto

Link de acceso: https://pucv-cl.zoom.us/j/97734330351?pwd=IH5nsNdzFZTU8aqz2rKqaXI6Glodua.1

Programa:

ítem	Horario	Expositor
Bienvenida/introducción	10:00 – 10:10	Cristian Canales
Marco de trabajo conceptual	10:10 – 10:15	Nazareth Sánchez
Fuentes de incertidumbre	10:15 – 10:30	Marcos Arteaga
Modelos Operativos	10:30 – 10:45	Cristian Canales
Ronda de consultas	**10:45 – 11:00**	
Procedimientos de Manejo (PM)	11:00 – 11:10	Nazareth Sánchez
Indicadores de desempeño	11:10 – 11:20 11:20-11:35	Nazareth Sánchez Exequiel González
Evaluación de los PM	11:35 – 12:00	Cristian Canales
Asesoría al Comité de Manejo	12:00 – 12:10	Marcos Arteaga
Conclusiones	12:10 – 12:15	Cristian Canales
Ronda de consultas	**12:15 – 12:30**	
Cierre	12:30 – 12:35	Cristian Canales

Acta del Taller de difusión de resultados del proyecto FIPA 2023-02: Diseño e implementación de Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) en las pesquerías de anchoveta y sardina común: Fase 2.

La actividad se llevó a cabo el 15 de enero de 2025 mediante la plataforma Zoom, en cumplimiento de lo acordado entre la Directora Ejecutiva del FIPA y la Unidad de Pesquerías Pelágicas de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura. La sesión se desarrolló de 10:00 a 13:00 horas. A continuación, se presentan los principales resultados y conclusiones:

I. De acuerdo con las consultas realizadas a los distintos actores del sector (pescadores, investigadores, administradores, CTT, entre otros), se consensuaron 7 principales fuentes de incertidumbre que afectan la pesquería: (i) reclutamiento, (ii) condiciones ambientales, (iii) pesquería mixta, (iv) modelo de evaluación de stock, (v) hiper-regla, (vi) operación intra anual, (vii) imputación conjunta. De estas destacaron “reclutamiento” y “condiciones ambientales” como las más decisivas para fines de manejo de las pesquerías.

II. Se enfatizó que el procedimiento abreviado de Evaluación de Estrategias de Manejo (MSE) (“shortcut MSE”) resultó similar al desempeño del modelo “FullMSE”, el cual permitió aumentar la eficiencia del cómputo y explorar variados procedimientos de manejo y modelos operativos.

III. Los cambios en los rasgos biológicos generan menor impacto en las escalas poblacionales respecto de un cambio en la escala de sus reclutamientos. Se estima que afectaciones en el crecimiento y madurez sexual generarían disminución de la biomasa y capturas en torno al 25% de los valores objetivo RMS.

IV. El uso de la hiper-regla genera mayores niveles de captura, aumento del esfuerzo de pesca, mayor estabilidad de las capturas y en general bajo efecto en los niveles de biomasa poblacional promedio. Sin embargo, incrementa notablemente la probabilidad de salir de la zona de plena explotación y caer en sobreexplotación y sobrepesca.

V. El PM13 (RCC tipo rampa) resultó ser el más balanceado en cuanto a los efectos en los cinco ítems de conservación para ambas especies, por cuanto ajusta la mortalidad por pesca solo del recurso más comprometido, favoreciendo la estabilidad de la pesquería y de la población.

VI. La eventual derogación de la veda de reclutamiento generaría menores capturas, mayores beneficios económicos, mayores rendimientos de pesca y mayor probabilidad de evitar la sobrepesca, pero genera mayores riesgos de conservación, menor biomasa y menor estabilidad del estatus de los recursos.

VII. El uso de reglas empíricas es viable y permite generar recomendaciones de manejo basadas en las estimaciones de biomasa de campañas y con ello facilitar las decisiones de manejo.

VIII. De los Procedimientos de Manejo (PM) evaluados y mejor puntuados por los propios usuarios de la pesquería, el PM13 (RCC tipo rampa) mostró el mejor desempeño en los indicadores de conservación y un alto puntaje en los indicadores en pesquería, promoviendo capturas mixtas promedio en torno a 500 mil toneladas anuales.

Para la implementación del Procedimiento de Manejo escogido (PM13) en las pesquerías de anchoveta y sardina común en la zona centro sur, se recomendó lo siguiente:

I. Considerar la cuota mixta global basada en la suma de las recomedaciones mono-específicas y controlar el cumplimiento de la cuota mixta total.

II. La actualización de las CBA post-crucero debería considerar el uso de reglas empíricas.

III. Realizar solo una evaluación de stock anual con toda la información completa de la pesquería (fin de año).

IV. No considerar políticas de remanentes.

V. Para la CBA considerar una regla de control de captura monoespecífica basada en una rampa (PM13) sin considerar criterios de riesgos de exceder la política de manejo (Frms).

VI. Considerar el estatus y biomasa estimada para el cálculo de la CBA "ideal" del mismo año (i.e. sin proyectar a fututo).

VII. Determinar la cuota precautoria inicial del año siguiente aplicando el 85% sobre la CBA estimada.

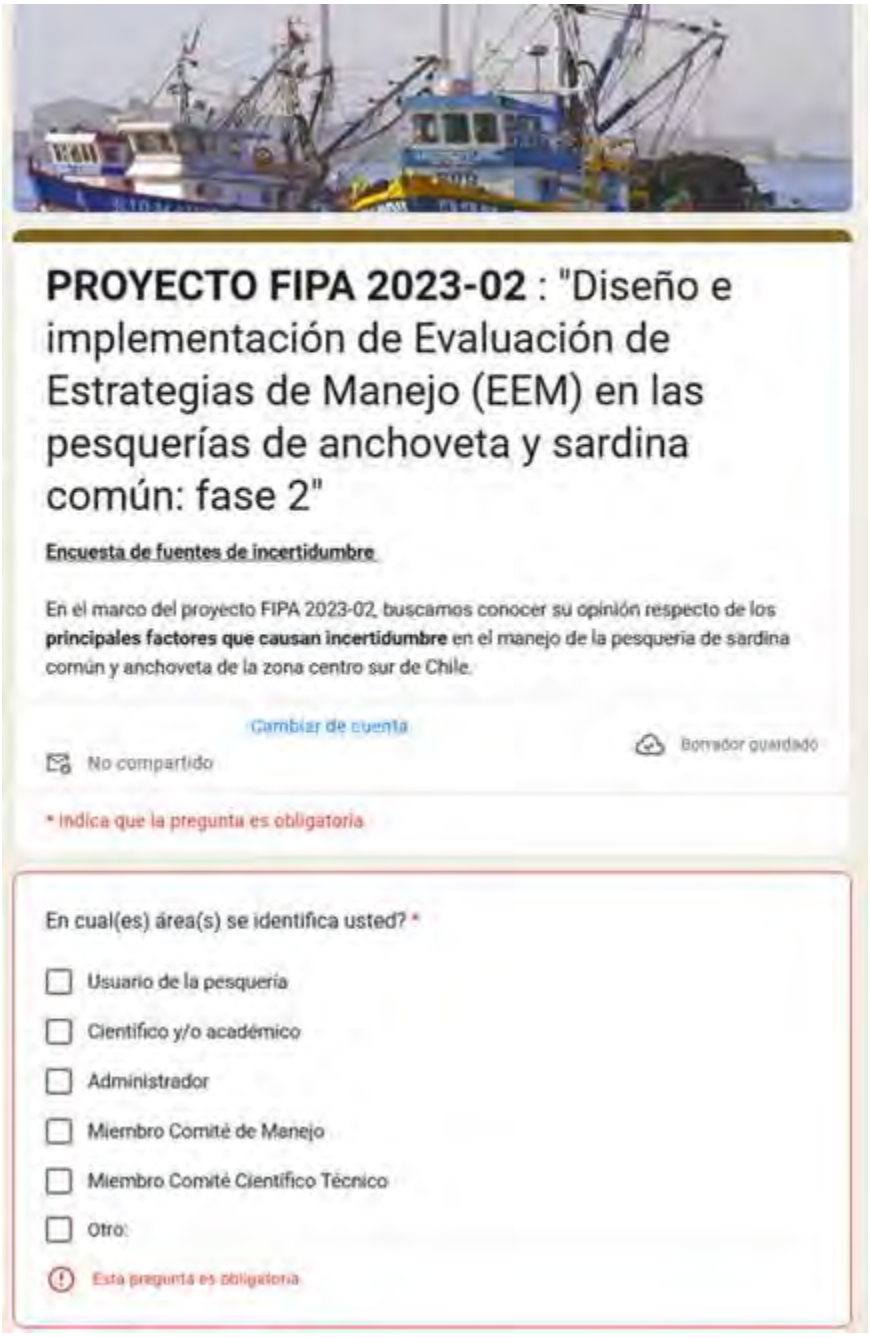
Asistentes:

	Nombre	Institución
1	Silvia Hernández	Subsecretaría de Pesca y Acuicultura
2	Camila Sagua	Subsecretaría de Pesca y Acuicultura
3	Nicole Mermoud	Subsecretaría de Pesca y Acuicultura
4	Luciano Espinoza	Subsecretaría de Pesca y Acuicultura
5	Alejandra Hernández	Subsecretaría de Pesca y Acuicultura
6	Daniela Bolbarán	Fondo de Investigación Pesquera y de Acuicultura
7	José Zenteno	Instituto de Fomento Pesquero
8	Jorge Castillo	Instituto de Fomento Pesquero
9	Nicolás Adasme	Instituto de Fomento Pesquero
10	Ignacio Payá	Instituto de Fomento Pesquero
11	Milton Pedraza	Dirección Zonal de Pesca del Biobío y Ñuble
12	Carolina Alarcón	Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura
13	Raul Saa	Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura
14	Gonzalo Ramírez	Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura
15	Victoria Rubio Díaz	Comité de Manejo
16	María José Cuevas	Universidad de Concepción
17	Luis Cubillos	Universidad de Concepción
18	Joseph Morales	CeDePesca
19	Pablo Couve	ICM-CSIC
20	Martin Dias	Oceana Brasil
21	María de Lourdes Corbo	INIDEP
22	Paula Moriondo	INIDEP
23	Emiliano Pisani	INIDEP
24	Carla Firpo	INIDEP
25	Claudia Carozza	INIDEP

	Nombre	Institución
26	Mariana Escolar	INIDEP
27	Analía Giussi	INIDEP
28	Marcos Arteaga	INPESCA
29	Cristian Canales Ramirez	PUCV
30	Exequiel González	PUCV
31	Nazareth Sánchez	PUCV
32	Jesus Curiel	PUCV

Anexo 2: Objetivo específico 1.

a) Encuesta de opinión técnica



PROYECTO FIPA 2023-02 : "Diseño e implementación de Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) en las pesquerías de anchoveta y sardina común: fase 2"

Encuesta de fuentes de incertidumbre

En el marco del proyecto FIPA 2023-02, buscamos conocer su opinión respecto de los **principales factores que causan incertidumbre** en el manejo de la pesquería de sardina común y anchoveta de la zona centro sur de Chile.

Cambiar de cuenta

No compartido

Borrador guardado

* Indica que la pregunta es obligatoria

En cual(es) área(s) se identifica usted? *

- [ ] Usuario de la pesquería
- [ ] Científico y/o académico
- [ ] Administrador
- [ ] Miembro Comité de Manejo
- [ ] Miembro Comité Científico Técnico
- [ ] Otro:

Esta pregunta es obligatoria

El manejo pesquero de anchoveta y sardina está determinado por diversos procedimientos, los que sumados a cuestiones ambientales generan diversa incertidumbre o variabilidad en las decisiones de manejo. A su juicio, ¿Cómo califica la relevancia o influencia de los siguientes factores en el manejo de esta pesquería?

Se solicita escoger una alternativa por cada factor. En caso de no querer responder cierto factor, marcar "no responde"

*

	Baja	Media	Alta	No responde
Cruceros acústicos	☐	☐	☐	☐
Composición de edades	☐	☐	☐	☐
Composición de tallas	☐	☐	☐	☐
Datos incompletos (aplicación de modelos sin información actualizada)	☐	☐	☐	☐
Cuota de captura / CBA	☐	☐	☐	☐
Puntos Biológicos de Referencia	☐	☐	☐	☐
Remanentes (saldo de pesca asignados de un año a otro)	☐	☐	☐	☐
Procedimiento de cálculo de la CBA	☐	☐	☐	☐
Retraso en los decretos de cuotas	☐	☐	☐	☐

Período y extensión de vedas	☐	☐	☐	☐
Imputación conjunta de pesca	☐	☐	☐	☐
Hiper regla (procedimiento que impide bajar cuotas dentro del ciclo de manejo anual)	☐	☐	☐	☐
Interacción entre las especies	☐	☐	☐	☐
Cuotas mono-especifica en pesquería mixta	☐	☐	☐	☐
Regionalización en la asignación de cuotas	☐	☐	☐	☐
Modelo de evaluación de stock	☐	☐	☐	☐
Ponderación de los datos (la credibilidad de los datos de entrada en el modelo)	☐	☐	☐	☐
Reclutamientos	☐	☐	☐	☐
Disponibilidad del recurso en la zona	☐	☐	☐	☐
Descarte, subreporte, pesca ilegal, otros	☐	☐	☐	☐
Parámetros biológicos de las especies	☐	☐	☐	☐
Condiciones ambientales	☐	☐	☐	☐
Relevancia trófica	☐	☐	☐	☐

A su parecer, ¿Existen otros factores que impactan al manejo pesquero de estos recursos? Agradecemos darnos su opinión.

Tu respuesta

Atrás Enviar Borrar formulario

Marcos Arteaga

Estimado(a) colega,

En el marco del proyecto FIPA 2023-02 "DISEÑO E IMPLEMENTACIÓN DE EVALUACIÓN DE ESTRATEGIAS DE MANEJO (EEM) EN LAS PESQUERÍAS DE ANCHOVETA Y SARDINA COMÚN: FASE 2", nos encontramos levantando información que nos permita identificar las principales fuentes de incertidumbre que afectan el manejo de esta pesquería. Agradeceríamos mucho brindarnos 5 minutos de su tiempo en esta breve encuesta.

Enlace encuesta:
https://docs.google.com/forms/d/e/1FAIpQLSf6lH1yiHPD4E6NEAufB6Uuto9vmXj0jaNLYOU7EAJHKRwFA8A/viewform?usp=sharing

Esperando una favorable acogida a la presente, le saluda y agradece sinceramente.

Equipo de Investigación
PUCV – INPESCA
Proyecto FIPA 2023-02

Anexo 3: Objetivo específico 2.

a) Parámetros de historia de vida (escala trimestral) empleados para la formulación de los modelos operativos de sardina y anchoveta centro sur.

Especie/parámetro	Valor
Anchoveta	
l_{oo}	20.8 cm
k	0.114 $trim^{-1}$
lr	5.51 cm
sr	1.34 cm
l_{50m}	12.0
l_{95m}	13.5
M	0.175 $trim^{-1}$
h	1.0
$log(a)$	-4.41
b	2.77
Sardina	
l_{oo}	18.1 cm
k	0.125 $trim^{-1}$
lr	6.15 cm
sr	1.34 cm
l_{50m}	12.0 cm
l_{95m}	13.5 cm
M	0.25 $trim^{-1}$
h	1.0
$log(a)$	-5.02
b	3.11

b) Ecuaciones generales del modelo operativo (adaptado de Canales et al., 2019). En negrilla se destacan las variables consideradas aleatorias y sujetas a variabilidad.

Proceso/observación	Ecuación
Sobrevivencia trimestral $N_{l',q,y}$: número de sobrevivientes a la talla (l), trimestre (q) y año (y)	$N_{l',q,y} = T\left(S_{l,q-1,y}N_{l,q-1,y}\right) + R_{y,q}$ $S_{l,q,y} = \exp\left(-Z_{l,q,y}\right)$ $F_{l,q,y} = \psi_l \;\; F_{q,y}$ $Z_{y,q} = M + F_{l,q,y}$
Biomasa adulta O_l: proporción adultos a la talla w_l: peso a la talla	$B_{q,y} = \sum_{l=1}^{L} N_{l,q,y} O_l w_l$
Crecimiento en tallas individual trimestral T: Matriz de transición l_{oo}, k: Parámetros de crecimiento	$T = \int_{l(i)}^{l(i+1)} \frac{1}{\delta_l\sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{[l-(l+\Delta(l))]^2}{2{\delta_l}^2}\right) dl$ $\Delta(l) = (l_{oo} - \; l)(1 - e^{-k})$ $\delta_l = \omega\Delta(l)$
Selectividad l_{50}, d: Parámetros de selectividad	$\psi_l = (1 + exp[-log(19)(l - \boldsymbol{l_{50}})/\boldsymbol{d}])^{-1}$
Capturas π_q: proporción de captura trimestral e^a: error de implementación	$C_{l,q,y} = \frac{F_{l,q,y}}{Z_{l,q,y}} N_{l,q,y}\left(1 - S_{l,q,y}\right)$ $Y_{q,y} = \sum_{l=1}^{L} C_{l,q,y} w_l = \pi_q CBA_y \boldsymbol{e^a}$
Reclutamiento anual y trimestral φ: distribución de tallas del reclutamiento ε_y: desviación aleatoria anual ε_q: efecto fijo estacional	$R_{y,q} = \varphi \boldsymbol{R_0} e^{\boldsymbol{\varepsilon_{y,q}} - 0.5\sigma_R^2}$ $\varphi \sim N(\boldsymbol{l_r}, \boldsymbol{S_r})$ $\varepsilon_{y,q} = \boldsymbol{\varepsilon_y} + \varepsilon_q$
Indice biomasa acústica e^a: error de observación	$I_{q,y}^c = Q \sum_l {\psi_l}^f N_{l,q,y}\, w_{l,q,y} \boldsymbol{e^b}$
Biomasa estimada por la evaluación de stock (emulación) e^c: error de estimación	$BS_{y,q} = \varrho B_{y,q} \boldsymbol{e^c}$

c) Código en R del Modelo Operativo (MO9.r) para un recurso/especie.

```
Brecl_ref<-mean(RECLAS[RECLAS>0])
Bpel_ref<-mean(PELACES[PELACES>0])
L50m<-L50m0*factorG
L95m<-L95m0*factorG
Madurez<-1/(1+exp(-log(19)*(Talla-L50m)/(L95m-L50m)))


# Condiciones iniciales-------------
BDlast <- sum(Nlast * Peso * Madurez)
Sel_last <- select2n(L50f, rangof, 1000, Talla)
Fcr_last<-Fyear[length(Fyear)]
Flast <- Sel_last*Fcr_last
Zlast <- Flast+Mo

Slast <- exp(-Zlast)

Sel[1,]=Sel_last

R0=factorR*exp(log_R0)
B0=factorR*SSB0

alfa_sr <- 4 * h * R0 / (5 * h - 1)
beta_sr <- (1 - h) * B0 / (5 * h - 1)

CBA[1]=Cref
Fy[1]=Frms

r[1]=rnorm(1,0,sigmaR)


T <- transicion(Loo*factorG, k*(2-factorG), b, Talla) # crecimiento estacional

#Ciclos anuales/estacionales---------------------------

for (g in 1:nrep) {

  cuenta <- 1
  rem=0
  CBA[1]=Cref

# Ciclo anual-------------
for (i in 1:years) {

  if(i>=2){
    CBA[i]=friesgo[1]*CBAproy
  }

  cba[i,1]=CBA[i]

cont=1
```

```
# Desvios Reclutamientos
if(i>1){
r[i] <- desvR(opR,pars_devR,sigmaR,dev_Rt,xt,r[i-1])}

# CICLO TRIMESTRAL

  for (j in 1:4) {


# muestra aleatoria de parametros-----------
    Sample_par = mvrnorm(1,U, V)
    L50_f[cuenta] <- exp(Sample_par[1])
    rango_f[cuenta] <- exp(Sample_par[2])
    L50_p <- exp(Sample_par[3])
    rango_p <- exp(Sample_par[4])
    L50_r <- exp(Sample_par[5])
    rango_r <- exp(Sample_par[6])
    q_p <- exp(Sample_par[7])
    q_r <- exp(Sample_par[8])

    if(name=="sard"){
    L_r <- exp(Sample_par[9])
    s_r <- Sr}
    else{ #anchoveta
    L_r <- exp(Sample_par[9])
    s_r <- exp(Sample_par[10])}

# Sobrevivencia a inicios de trimestre----------------
    pre <- normalpdf(L_r, s_r, Talla) / sum(normalpdf(L_r, s_r, Talla))

# Reclutamiento
    if(cuenta==1){
      Rpred <- (alfa_sr * BDlast) / (beta_sr + BDlast)
      Reclutas[cuenta] = Rpred*exp(r[i] + dev_Rs[j])
      N[cuenta,] <- (Nlast * Slast) %*% T + pre * Reclutas[cuenta]
    }
    else{
    Rpred <- (alfa_sr * BD[cuenta - 1]) / (beta_sr + BD[cuenta - 1])
    Reclutas[cuenta] = Rpred*exp(r[i] + dev_Rs[j])
    N[cuenta,] <- (N[cuenta - 1,] * S[cuenta - 1,]) %*% T + pre * Reclutas[cuenta]
    }

# biomasa y abundancia a inicios de trimestre----------------
    BD[cuenta] <- sum(N[cuenta,] * Peso * Madurez)
    Btrim[cuenta] <- N[cuenta,] %*% Peso

 # Selectividad flota ----------------
    Sel[cuenta,] <- select2n(L50_f[cuenta], rango_f[cuenta], 1000, Talla)
    # RECLAS-----------
    if(j==1){
    Selr <- select2n(L50_r, rango_r, 1000, Talla)
    Nr[i,] <- Selr * N[cuenta,]
    Br[i] <- q_r * sum(Nr[i,] * Peso) * exp(rnorm(1, mean = 0, sd = cvReclas))
    }
```

```
    # PELACES---------
    if(j==2){ # PELACES
    Selp <- select2n(L50_p, rango_p, 1000, Talla)
    Np[i,] <- Selp * N[cuenta,]
    Bp[i] <- q_p * sum(Np[i,] * Peso) * exp(rnorm(1, mean = 0, sd = cvPelaces))
    }

    #ACTUALIZA LA CUOTA (verano y otoño.) Rige a partir del 2do o 3er trimestre

    if(op_rem==1 & j==1){CBA[i]=max(CBA[i]-rem,0)} # efecto remanente 1er trim

    if(j==2 | j==3){ # actualiza las cuotas de captura

    out=evalua_MAE(params,c(Btrim[cuenta-1],BD[cuenta-1])) # Evaluación stock

    BT[i]=out[1]
    SSB[i]=out[2]
# Cuota Biológica
   cba_out <- CBArule(Regla, Frms, BT[i], SSB[i], Brms, 4*Mo, Cref, Br[i], Brecl_ref,
Bp[i], Bpel_ref,op_empi,j, CBA[i])

   # Cuota calendario !!
    CBAprop=friesgo[2]*(cba_out[1]*0.7+CBA[i-1]*0.3)

    if(op_empi==1) { #reemplaza las CBA modelo basadas por reglas empíricas

     if(j==2) {cba_out[1]=1.634*Br[i]^0.6959*exp(rnorm(1,0,cvimp_reclas))}
     if(j==3) {cba_out[1]=0.0009*Bp[i]^1.7507*exp(rnorm(1,0,cvimp_pelaces))}

      cba_out[2]=Frms
      CBAprop=cba_out[1]

      }


    Fy[i]=cba_out[2] #Mort por pesca teórica anual

    # Fija la CBA en función de la HIPER-REGLA
    CBA[i]=max(CBA[i]*hr,CBAprop)
    cba[i,j]=CBA[i]
    }

    #Relación TAC vs CBA con error de implementación
    ferr_imp=exp(rnorm(1,0,cvimp))
    #pero si la CBA anual es muy baja, aumenta el riesgo de sobrepesca
    if(CBA[i]<100){ferr_imp=exp(abs(rnorm(1,0,cvimp)))}
    TAC=prop[j]*(2.8825*CBA[i]^0.8022)*ferr_imp

    n=N[cuenta,]
    s=Sel[cuenta,]
    m=M # datos para resolver Ec. captura

    dat=list(n,s,m,Peso,TAC) # datos para resolver Ec. captura trimestral
    x=(0.1)
```

```
    pars_fin=optim(par=x,fn=error_cuota, data=dat, method="BFGS" )

    Fcr[cuenta] <-pars_fin$par
    F[cuenta,] <- Fcr[cuenta] * Sel[cuenta,]
    Z[cuenta,] <- F[cuenta,] + M
    S[cuenta,] <- exp(-Z[cuenta,])

      # Captura trimestral
      Ctrim[cuenta,] <- N[cuenta,] * F[cuenta,] * (1 - exp(-Z[cuenta,])) / Z[cuenta,]
      Ytrim[cuenta] <- Ctrim[cuenta,] %*% Peso
      Ytrim2[i,j]=Ytrim[cuenta]

      #Ctalla[cuenta,]=t(rmultinom(1,500,Ctrim[cuenta,]/sum(Ctrim[cuenta,])))


    if(j==4){ # PROYECTO BIOMASA Y CALCULO CUOTA INICIAL proximo año

    Nproy <- (N[cuenta,] * S[cuenta,]) %*% T + pre * mean(Reclutas[seq(cuenta-4,cuenta-
1)])
    BDproy <- sum(Nproy * Peso * Madurez)
    Btrimproy <- Nproy %*% Peso

    out=evalua_MAE(params,c(Btrimproy,BDproy))
    ax=out[1]
    bx=out[2]
    cba_out <- CBArule(Regla, Frms, ax, bx, Brms, 4*Mo, Cref, Br[i], Brecl_ref, 0,
Bpel_ref, 0, j, 0)

    CBAproy=cba_out[1]*0.7+CBA[i]*0.3 #metodo tradicional de proyectar a futuro por
defecto

    #opcion ii)__EN BASE A LA MEJOR CBA ACTUAL
    if(opProy==1){#Escenario proyecta en base a una proporción de la CBA sin ponderar
      CBAproy=p*cba_out[1]}

    #opcion iii)__EN BASE A LA CUOTA ACTUAL
    if(opProy==2){#Escenario proyecta en base a una proporción de la CBA actual
      CBAproy=p*CBA[i]}

    #Factor de estabilización de la recomendación inicial anual (si p_estab>0)
    if(p_estab>0){
      CBAproy=max(CBAproy,(1-p_estab)*CBA[i])}
  }
      cuenta <- cuenta + 1

} #cierra ciclo trimestre j

  # Calcula Ft anual "verdadera" realizada dado el desembarque registrado y la BT
estimada
    desemb=sum(Ytrim2[i,])
  Yt[i]=desemb
  bio=BT[i]
  m=4*Mo
  dat=list(b=bio,m=m,desemb=desemb) # datos para resolver Ec. captura
  x=(0.1)
```

```
  pars_fin2=optim(par=x,fn=error_cuota2, data=dat, method="BFGS")
  Ft[i]=(pars_fin2$par[1])

  # Calcula remanente
  rem=max(c(CBA[i]-sum(Ytrim2[i,]),0))

  if(rem/CBA[i]>0.3){rem=0.3*CBA[i]}


  REMA[i]=rem #remanente

} # cierro ciclo de años g

  MAT_BD[g,]=SSB
  MAT_FT[g,]=Ft
  MAT_Btrim[g,]=Btrim
  MAT_Ftrim[g,]=Fcr
  MAT_Y[g,]=Yt
  MAT_REMA[g,]=REMA

}   # cierro ciclo de repeticiones
```

d) Código en R de los controles que definen los Procedimientos de Manejo (controles.r)

```
if(op==0){
  Regla=0
  nameRCC="RCC0.0"
  op_empi=0 #1: si Usa regla empirica RECLAS y PELACES para actualizar las cuotas
  op_rem=1 #Opcion de remanente: 1: se activa
  hr=1 # 1: activa la hiper regla, 0: sin hiper regla
  opProy=0 # 0: forma tradicional de proyección, 1: la CBA inicial es el p% de la CBA
actual
  p=1.00 # Proporción de la cuota actual para fijar la cuota siguiente
  p_estab=0.0 # proporcion de estabilización de cuota entre las actualizaciones intra-
anuales
  friesgo=c(0.9,0.85,0.9) # Factor corrección por riesgos del 20%, 30%, 30% de las CBA
}

if(op==1){
  Regla=0
  nameRCC="RCC0.1"
  op_empi=0 #1: si Usa regla empirica RECLAS y PELACES para actualizar las cuotas
  op_rem=0 #Opcion de remanente: 1: se activa
  hr=1 # 1: activa la hiper regla, 0: sin hiper regla
  opProy=0 # 0: forma tradicional de proyección, 1: la CBA inicial es el p% de la CBA
actual
  p=1.00 # Proporción de la cuota actual para fijar la cuota siguiente
  p_estab=0.0 # proporcion de estabilización de cuota entre las actualizaciones intra-
anuales
  friesgo=c(0.9,0.85,0.9) # Factor corrección por riesgos del 20%, 30%, 30% de las CBA
}


if(op==2){
  Regla=0
  nameRCC="RCC0.2"
  op_empi=0 #1: si Usa regla empirica RECLAS y PELACES para actualizar las cuotas
  op_rem=0 #Opcion de remanente: 1: se activa
  hr=1 # 1: activa la hiper regla, 0: sin hiper regla
  opProy=0 # 0: forma tradicional de proyección, 1: la CBA inicial es el p% de la Cuota
actual
  p=1.00 # Proporción de la cuota actual para fijar la cuota siguiente
  p_estab=0.15 # proporcion de estabilización de cuota entre las actualizaciones intra-
anuales
  friesgo=c(1.00,1.0,1.0) # Factor corrección por riesgos del 20%, 30%, 30% de las CBA
}

if(op==3){
  Regla=1
  nameRCC="RCC1.0"
  op_empi=1 #1: si Usa regla empirica RECLAS y PELACES para actualizar las cuotas
  op_rem=0 #Opcion de remanente: 1: se activa
  hr=1 # 1: activa la hiper regla, 0: sin hiper regla
  opProy=1 # 0: forma tradicional de proyección, 1: p% de la CBA sin proy, 2: p% de la
CBA actual
```

```
  p=0.85 # Proporción de la cuota actual para fijar la cuota siguiente
  p_estab=0.0 # proporcion de estabilización de cuota entre las actualizaciones intra-
anuales
  friesgo=c(1.00,1.0,1.0) # Factor corrección por riesgos del 20%, 30%, 30% de las CBA
}

if(op==4){
  Regla=1
  nameRCC="RCC1.1"
  op_empi=1 #1: si Usa regla empirica RECLAS y PELACES para actualizar las cuotas
  op_rem=0 #Opcion de remanente: 1: se activa
  hr=1 # 1: activa la hiper regla, 0: sin hiper regla
  opProy=1 # 0: forma tradicional de proyección, 1: p% de la CBA sin proy, 2: p% de la
CBA actual
  p=1.00 # Proporción de la cuota actual para fijar la cuota siguiente
  p_estab=0.15 # proporcion de estabilización de cuota entre las actualizaciones intra-
anuales
  friesgo=c(1.00,1.0,1.0) # Factor corrección por riesgos del 20%, 30%, 30% de las CBA
}

if(op==5){
  Regla=1
  nameRCC="RCC1.2"
  op_empi=1 #1: si Usa regla empirica RECLAS y PELACES para actualizar las cuotas
  op_rem=0 #Opcion de remanente: 1: se activa
  hr=1 # 1: activa la hiper regla, 0: sin hiper regla
  opProy=2 # 0: forma tradicional de proyección, 1: p% de la CBA sin proy, 2: p% de la
CBA actual
  p=0.85 # Proporción de la cuota actual para fijar la cuota siguiente
  p_estab=0.0 # proporcion de estabilización de cuota entre las actualizaciones intra-
anuales
  friesgo=c(1.00,1.0,1.0) # Factor corrección por riesgos del 20%, 30%, 30% de las CBA
}

if(op==6){
  Regla=2
  nameRCC="RCC2.0"
  op_empi=1 #1: si Usa regla empirica RECLAS y PELACES para actualizar las cuotas
  op_rem=0 #Opcion de remanente: 1: se activa
  hr=1 # 1: activa la hiper regla, 0: sin hiper regla
  opProy=1 # 0: forma tradicional de proyección, 1: p% de la CBA calculada, 2: p% de la
CBA actual
  p=0.85 # Proporción de la cuota actual para fijar la cuota siguiente
  p_estab=0.0 # proporcion de estabilización de cuota entre las actualizaciones intra-
anuales
  friesgo=c(1.0,1.0,1.0) # Factor corrección por riesgos del 20%, 30%, 30% de las CBA
}

if(op==7){
  Regla=2
  nameRCC="RCC2.1"
  op_empi=1 #1: si Usa regla empirica RECLAS y PELACES para actualizar las cuotas
  op_rem=0 #Opcion de remanente: 1: se activa
  hr=1 # 1: activa la hiper regla, 0: sin hiper regla
  opProy=1 # 0: forma tradicional de proyección, 1: p% de la CBA calculada, 2: p% de la
```

```
CBA actual
  p=1.00 # Proporción de la cuota actual para fijar la cuota siguiente
  p_estab=0.15 # proporcion de estabilización de cuota entre las actualizaciones intra-
anuales
  friesgo=c(1.0,1.0,1.0) # Factor corrección por riesgos del 20%, 30%, 30% de las CBA
}

if(op==8){
  Regla=3
  nameRCC="RCC3.0"
  op_empi=1 #1: si Usa regla empirica RECLAS y PELACES para actualizar las cuotas
  op_rem=0 #Opcion de remanente: 1: se activa
  hr=1 # 1: activa la hiper regla, 0: sin hiper regla
  opProy=1 # 0: forma tradicional de proyección, 1: p% de la CBA calculada, 2: p% de la
CBA actual
  p=0.85 # Proporción de la cuota actual para fijar la cuota siguiente
  p_estab=0.0 # proporcion de estabilización de cuota entre las actualizaciones intra-
anuales
  friesgo=c(1.0,1.0,1.0) # Factor corrección por riesgos del 20%, 30%, 30% de las CBA
}

if(op==9){
  Regla=3
  nameRCC="RCC3.1"
  op_empi=1 #1: si Usa regla empirica RECLAS y PELACES para actualizar las cuotas
  op_rem=0 #Opcion de remanente: 1: se activa
  hr=1 # 1: activa la hiper regla, 0: sin hiper regla
  opProy=1 # 0: forma tradicional de proyección, 1: p% de la CBA calculada, 2: p% de la
CBA actual
  p=1.00 # Proporción de la cuota actual para fijar la cuota siguiente
  p_estab=0.15 # proporcion de estabilización de cuota entre las actualizaciones intra-
anuales
  friesgo=c(1.0,1.0,1.0) # Factor corrección por riesgos del 20%, 30%, 30% de las CBA
}

if(op==10){
  Regla=4
  nameRCC="RCC4.0"
  op_empi=1 #1: si Usa regla empirica RECLAS y PELACES para actualizar las cuotas
  op_rem=0 #Opcion de remanente: 1: se activa
  hr=1 # 1: activa la hiper regla, 0: sin hiper regla
  opProy=1 # 0: forma tradicional de proyección, 1: p% de la CBA calculada, 2: p% de la
CBA actual
  p=0.85 # Proporción de la cuota actual para fijar la cuota siguiente
  p_estab=0.0 # proporcion de estabilización de cuota entre las actualizaciones intra-
anuales
  friesgo=c(1.0,1.0,1.0) # Factor corrección por riesgos del 20%, 30%, 30% de las CBA
}

if(op==11){
  Regla=4
  nameRCC="RCC4.1"
  op_empi=1 #1: si Usa regla empirica RECLAS y PELACES para actualizar las cuotas
  op_rem=0 #Opcion de remanente: 1: se activa
  hr=1 # 1: activa la hiper regla, 0: sin hiper regla
```

```
  opProy=1 # 0: forma tradicional de proyección, 1: p% de la CBA calculada, 2: p% de la
CBA actual
  p=1.00 # Proporción de la cuota actual para fijar la cuota siguiente
  p_estab=0.15 # proporcion de estabilización de cuota entre las actualizaciones intra-
anuales
  friesgo=c(1.0,1.0,1.0) # Factor corrección por riesgos del 20%, 30%, 30% de las CBA
}

if(op==12){
  Regla=5
  nameRCC="RCC5.0"
  op_empi=1 #1: si Usa regla empirica RECLAS y PELACES para actualizar las cuotas
  op_rem=0 #Opcion de remanente: 1: se activa
  hr=1 # 1: activa la hiper regla, 0: sin hiper regla
  opProy=1 # 0: forma tradicional de proyección, 1: p% de la CBA calculada, 2: p% de la
CBA actual
  p=0.85 # Proporción de la cuota actual para fijar la cuota siguiente
  p_estab=0.0 # proporcion de estabilización de cuota entre las actualizaciones intra-
anuales
  friesgo=c(1.0,1.0,1.0) # Factor corrección por riesgos del 20%, 30%, 30% de las CBA
}


# Solo para testear---SIN VEDAS CAMBIANDO LA DISTRIBUCION DE LAS CAPTURAS 90% 1er
timestres y 10% 4to trimestre
if(op==13){
  Regla=6
  nameRCC="RCC0.3"
  op_empi=0 #1: si Usa regla empirica RECLAS y PELACES para actualizar las cuotas
  op_rem=1 #Opcion de remanente: 1: se activa
  hr=1 # 1: activa la hiper regla, 0: sin hiper regla
  opProy=0 # 0: forma tradicional de proyección, 1: la CBA inicial es el p% de la CBA
actual
  p=1.00 # Proporción de la cuota actual para fijar la cuota siguiente
  p_estab=0.0 # proporcion de estabilización de cuota entre las actualizaciones intra-
anuales
  friesgo=c(0.9,0.85,0.9) # Factor corrección por riesgos del 20%, 30%, 30% de las CBA
}
```

Anexo 4: Objetivo específico 4.

Tabla A4.1. Información de ingresos y costos provista por el informante clave, basada en 9 salidas de pesca de una nave de 15 a 18 m de eslora, diferenciando casco de acero y casco de madera.

COSTO OPERACINAL Actualizada al 2023

Embarcación de 15 a 18 mts con el piso mínimo

CUOTA	PRECIO	TOTAL	ITEMS	Dato	Embarc. Fierro GASTOS	Embarc. Madera GASTOS	
550	$ 190.000	$ 104.500.000	Tripulación	35%	$ 36.575.000	$ 36.575.000	
			Petroleo (9 salidas x 600 lts)		$ 5.940.000	$ 5.940.000	
			Víveres ($100,000)		$ 900.000	$ 900.000	
			Mantenc. Motor (Lubricantes + aceite)		$ 500.000	$ 500.000	
			Certific. Intertek		$ -	$ -	
			Patente Pesquera	0,4 UTM x 50 TRG	$ 1.100.000	$ 1.100.000	
			Mantención Red		$ 3.500.000	$ 3.500.000	
			Mantenc. Equipos Eléctricos		$ 1.500.000	$ 1.500.000	
			Dique Carena Std ASMAR $20MM		$ 10.000.000	$ -	s/mantención
			Mantenc. Cubierta, Racel y Puente		$ 1.500.000	$ -	s/mantención
			Marítima Ordenes de Ingreso		$ 360.000	$ 360.000	
			Revista (Pinteenia, medicam, libros, etc)		$ 600.000	$ 400.000	
			Ropa Seguridad	$100.000 x 10	$ 500.000	$ -	c/ropa seguridad
			Balsa Salvavidas (Revista anual)		$ 800.000	$ 400.000	
			Atraques Muelle		$ 200.000	$ 200.000	
			Seguro Embarcación		$ 21.000.000	$ 17.000.000	
			Mantención Panga		$ 500.000	$ 200.000	
			Vigilancia Huachimán	$225,000 X 12	$ 4.000.000	$ 4.000.000	
			Aporte Sindicato	$500 X Ton	$ 275.000	$ 275.000	
			Fletes Red y Panga	$80,000 x 4	$ 320.000	$ 320.000	
			Anodos de Zinc	$22,000 X 20	$ 550.000	$ -	
			P.P.M Impuesto	3%	$ 3.135.000	$ 3.135.000	
			Descuento Deuda Historica Pesquera	20%	$ 20.900.000	$ 20.900.000	
			Posicionador Satelital		**$ 180.000**	**$ 180.000**	
			Contador		$ 1.120.000	$ 1.120.000	
		$ 104.500.000			**$ 115.955.000**	**$ 98.505.000**	
				UTILIDAD	-$ 11.455.000	$ 5.995.000	

Observaciones:

1.- La mayoría de las embarcaciones de 15 a 18 mt. del RAE Biobío, están en ese rango de cuota asignada.

2.- Esta asignación no les permite lograr el punto de equilibrio económico.

3.- Para rentabilizar una temporada de pesca se requiere comprar cuotas por sobre las 650 ton.

4.- Los precios de compra de cuota fluctúan entre los $30MM si es LTP a los $90.000 si es cesiones artesanales.

Tabla A4.2. Información operacional y precios 2023.

Embarcación	Casco Acero
Salidas temporada	9
Consumo diésel viaje (lt /viajes)	600
TRG de la Nave	50
Capturas totales (t)	550
Precio diésel ($/lt)	$1,100
UTM 2023	$62,900
Precio tonelada desembarque	$190,000

Tabla A4.3. Recategorización de los costos de acuerdo a Cerda et al. (2014).

TIPO	ORIGEN	CATEGORÍA	COSTOS TEMPORADA $ 2023	$ 90,673,000
Operacional	Captura	Tripulación	Tripulación 35% IB-Gastos	$ 36,575,000
Operacional	Viajes	Combustible	Petróleo	$ 5,940,000
Operacional	Viajes	Otros operacionales	Lubricantes y aceite	$ 500,000
Operacional	Viajes	Otros operacionales	Víveres	$ 900,000
Operacional	Viajes	Otros operacionales	Atraques muelle	$ 200,000
Operacional	Viajes	Otros operacionales	Mantención red	$ 3,500,000
Operacional	Viajes	Otros operacionales	Mantención Equipos Eléctricos	$ 1,500,000
Operacional	Viajes	Otros operacionales	Mantención cubierta, racel y puente	$ 1,500,000
Operacional	Viajes	Otros operacionales	Mantención Panga	$ 200,000
Operacional	Viajes	Otros operacionales	Marítima Ordenes Ingreso	$ 360,000
Adm-Inst	LGPA	LGPA	Revista (Pirotecnia, medic., libros, etc)	$ 400,000
Adm-Inst	Negocio	Administración	Vigilancia (huachiman)	$ 1,650,000
Adm-Inst	Negocio	Administración	Fletes redes y panga	$ 480,000
Adm-Inst	LGPA	LGPA	Patente pesquera (0,4 UTM x TRG)	$ 1,258,000
Adm-Inst	Negocio	Administración	Seguro Embarcación	$ 21,000,000
Adm-Inst	Negocio	Administración	Dique carena ASMAR (20 MM$ / BIENAL)	$ 10,000,000
Adm-Inst	Captura	ORGANIZACIÓN	Aporte Sindicato (500 $/ton)	$ 275,000
Adm-Inst	Captura	SII	P.P.M Impuestos (3% IB)	$ 3,135,000
Adm-Inst	LGPA	LGPA	Posicionador satelital	$ 180,000
Adm-Inst	Negocio	Administración	Contador	$ 1,120,000

a) Beneficios privados

- **Ingresos**

Los ingresos brutos se obtienen multiplicando la captura/desembarque por el precio de la captura. De la **Tabla A4.1** y **Tabla A4.2** se tiene que el número de viajes (9) y la captura total (550 t) lo que considerando el precio de la captura por tonelada (190 mil $/t) genera un ingreso bruto o total por viaje de $11.611.111.- del año 2023. Cifra que llevada a pesos del año 2022 genera un equivalente a $ 10.666.316.-

Nótese la estimación de los ingresos en cada PM se consideran las capturas y le precio por tonelada de la misma, siendo los valores entregados un caso puntual basado en lo declarado por el informante clave.

- **Costos**

Costos de tripulación

La **Tabla A4.4** presenta los costos de la tripulación estimados como el 35% de los ingresos netos, de acuerdo lo establecido en el Contrato a la Parte. Los valores del 2023 se llevan a valores 2022 en base a la evolución de la UF.

Tabla A4.4. Ingresos brutos, gastos, ingresos netos y costo de tripulación, nave estándar por temporada y viaje de pesca, año 2023 y 2022. (Fuente: elaborado a partir de datos informante clave).

	2023		2022	
Ítems	**Tempo rada**	**Viaje**	**Temporada**	**Viaje**
Ingresos Brutos	$104,500,000	$11,611,111	$95,996,848	$10,666,316
Gastos	$ 7,900,000	$877,778	$7,257,178	$806,353
Ingresos Netos	$96,600,000	$10,733,333	$88,739,670	$9,859,963
Tripulación (35% IN)	$33,810,000	$3,756,667	$31,058,885	$3,450,987

Otros costos

La **Tabla A4.5** presenta la estimación de los costos asociados a consumo de combustible, otros costos operacionales, Administración, LGPA y SII para la nave estándar de acuerdo a los datos de la **Tabla A4.1**, entregados por el informante clave.

Tabla A4.5. Costos de combustible, Otros operacionales, Administración, LGPA, Organización y SII. (Fuente: elaborado a partir de datos informante clave).

	2023		2022	
Ítems	**Temporada**	**Viaje**	**Temporada**	**Viaje**
Combustible	$5,940,000	$660,000	$5,456,663	$606,296
Otros Operacionales	$ 8,660,000	$962,222	$7,955,337	$883,926
Administración	$ 34,250,000	$3,805,556	$31,463,082	$3,495,898
LGPA	$ 1,838,000	$204,222	$1,688,442	$187,605
Organización	$275,000	$30,556	$252,623	$28,069
SII	$3,135,000	$348,333	$2,879,905	$319,989

- Otros operacionales, incluye: Lubricantes y aceite, Víveres, Atraques muelle, Mantención red, Mantención Equipos Eléctricos, Mantención cubierta, racel y puente, Mantención de Panga y Marítima Ordenes Ingreso.
- Administración, incluye: Vigilancia (huachiman), Fletes redes y panga, Seguro Embarcación, Dique carena ASMAR (20 MM$ / BIENAL) y Contador.

- LGPA, incluye: Revista (Pirotecnia, kit medic., libros, etc), Patente pesquera (0,4 UTM x TRG) y Posicionador satelital.
- Organización, incluye: Aporte Sindicato (500 $/ton).
- SII, incluye: P.P.M Impuestos (3% IB).

- **Beneficios netos**

La **Tabla A4.6.** presenta una estimación de los beneficios operacionales de la nave estándar los que alcanzan el 54% de los ingresos brutos, descontando sólo costos Tripulación, Combustible y Otros operacionales. Los beneficios finales representan un 16 % de los ingresos brutos y se obtiene al descontar también los costos de Administración, LGPA, Organización y SII.

Tabla A4.6. Ingresos, costos y beneficios operacionales y finales (Fuente: elaborado a partir de datos informante clave).

	2023		2022	
Ítems	**Temporada**	**Viaje**	**Temporada**	**Viaje**
Ingresos Brutos	$104,500,000	$11,611,111	$95,996,848	$10,666,316
Tripulación (35% IN)	$33,810,000	$3,756,667	$31,058,885	$3,450,987
Combustible	$5,940,000	$660,000	$5,456,663	$606,296
Otros Operacionales	$ 8,660,000	$962,222	$7,955,337	$883,926
Administración	$ 34,250,000	$3,805,556	$31,463,082	$3,495,898
LGPA	$ 1,838,000	$204,222	$1,688,442	$187,605
Organización	$275,000	$30,556	$252,623	$28,069
SII	$3,135,000	$348,333	$2,879,905	$319,989
Beneficios operacionales	$56,090,000	$6,232,222	$51,525,964	$5,725,107
Beneficios finales	$16,592,000	$1,843,556	$15,241,911	$1,693,546

De la **Tabla A4.1**, es importante destacar que hay varios costos de dependen de la duración del viaje o de los ingresos generados en cada viaje. Por ello, para la estimación de ingresos, costos y beneficios para cada simulación de los PM es necesario considerar las relaciones funcionales presentadas a continuación.

- **Funciones de costos a considerar**

La función de costos de la nave estándar está dada por ec.1

$$ct(h,E) = trip(h,E) + cdies(E) + otoper + adm + LGPA + org(h) + sii(h) \quad (1)$$

Donde

$ct(h,E)$: es el costo total por viaje de pesca ($/viaje) en función de las capturas (h) y el nivel de esfuerzo total de la flota estándar (E).

$trip(h)$: es el pago a la tripulación por viaje de pesca ($/viaje) en función de las capturas.

$otoper$: son los costos de Otros operacionales por viaje ($/viaje) antes definidos para la nave estándar y equivalente a 883.926 ($/viaje) de acuerdo a la **Tabla A4.6**.

adm : es el costo de Administración y corresponde a 3.495.898 ($/viaje) de acuerdo a la **Tabla A4.6**.

adm : es el costo de Administración y corresponde a 3.495.898 ($/viaje) de acuerdo a la **Tabla A4.6**.

$org(h)$: es el aporte a la organización y corresponde $ 500 por tonelada de captura.

$sii(h)$: es la provisión por impuestos y corresponde a un 3% de los ingresos brutos.

Costo de tripulación

Tal como se indicó antes, el costo de la tripulación es una fracción (35%) de los ingresos netos y a su vez, los ingresos netos son la diferencia entre los ingresos brutos (captura por precio de la captura), el costo de combustible y los Otros operacionales (ec 2).

$$trip(h,E) = 0.35 * \{h * p - [cdies(E) + otoper]\} \quad (2)$$

Donde:

h : es la captura (t/viaje) por viaje de pesca de la nave estándar.

p : es el precio ($/t) de la captura de la nave estándar.

$cdies(E)$: es el costo del diésel ($/viaje) por viaje de pesca de la nave estándar.

$otoper$: son los costos de Otros operacionales por viaje ($/viaje) antes definidos para la nave estándar y equivalente a 883.926 ($/viaje) de acuerdo a la **Tabla A4.6**.

Consumo combustible

Del análisis de las estadísticas de SERNAPESCA sobre declaraciones de desembarques se determinó la duración de los viajes de pesca y el número de viajes de pesca de la categoría estándar (16-18 m eslora, casco de acero), para el período 2018 a 2022. La **Tabla A4.7** presenta los resultados obtenidos en términos de la mediana de la duración del viaje (días) y el esfuerzo total de las naves de la categoría en viajes por año.

Tabla A4.7. Esfuerzo total (viajes) y duración del viaje de pesca (días), para lanchas casco de acero y rango eslora 16-18 m, período 2018-2022 (Fuente: Elaborado en base a estadísticas SNPA).

Años	Duración Viaje (días)	Esfuerzo total (viajes)
2018	1,03	1.268
2019	1,11	2.161
2020	1,34	2.703
2021	1.38	2,164
2022	1,37	2.503

A partir de esta información se consideró una relación lineal para estimar la duración del viaje de pesca a partir del número total de viajes en el tiempo (**Figura A4.1**).

$$dv(E) = 0{,}739 + 0{,}0002 * E \quad (3)$$

Donde:

$dv(E)$: es la duración del viaje de pesca en función del nivel de esfuerzo total (viajes) de la flota de naves estándar en un año.

E : es el nivel de esfuerzo total (viajes) de la flota de naves estándar en un año.

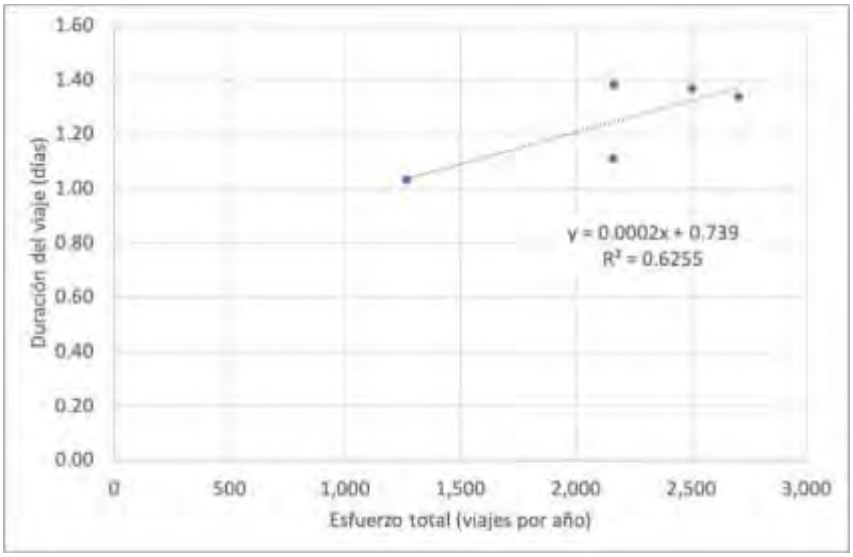


Figura A4.1. Relación duración del viaje y número total de viajes, naves de la categoría estándar período 2018-2022. (Fuente: Elaborado en base a estadísticas de esfuerzo de SNPA).

Teniendo la función de la duración del viaje es posible estimar la duración de cada viaje en función del esfuerzo total $(\widehat{dv})$. De los datos provistos por el informante clave se sabe que el consumo de diésel por viaje de pesca es de 600 lt.

Así, conociendo el esfuerzo total realizado por la flota de naves estándar en el período 2018-2022 es posible estimar el consumo de combustible de cada viaje medio de la nave estándar, asociado a la duración estimada de cada viaje (**Tabla A4.8.**).

Tabla A4.8. Consumo diésel por viaje de pesca medio de la nave estándar, en función de la duración del viaje (Fuente: Estimado en base a estadísticas SNPA).

Años	$\widehat{dv}$	Esfuerzo (viajes)	Consumo diésel (lt/viaje)
2018	0.99	1,268	480
2019	1.17	2,161	567
2020	1.28	2,703	619
2021	1.17	2,164	567
2022	1.24	2,503	600

De la información de consumos diésel y duración media de cada viaje de la nave estándar (**Tabla A4.8**) se estimó una relación lineal para estimar el consumo de diésel en función de la duración estimada de cada viaje (ec 3 y **Figura A4.2.**).

$$comb(E) = 484{,}3 * dv(E) \quad (3)$$

Donde $comb(E)$ es al consumo de diésel por viaje en función de la duración media del viaje de la nave estándar y el esfuerzo total anual realizado por esta categoría.

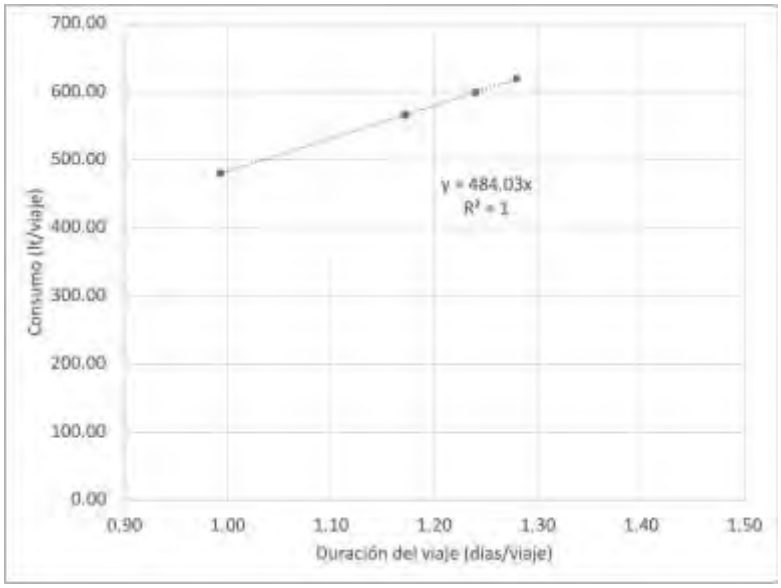


Figura A4.2. Relación del consumo de diésel del viaje de pesca medio de la nave estándar. (Fuente: Elaborado en base a estadísticas esfuerzo de SNPA y consumo reportado por informante clave).

Así el costo del combustible por viaje de pesca de la nave estándar se puede estimar como.

$$cdies(E) = pd * 484{,}3 * dv(E) \quad (4)$$

Donde $cdies(E)$ es el costo del diésel ($/viaje) y pd es el precio del diésel en ($/lt).

Otras funciones de costos

Otros costos dependientes de la captura y los ingresos brutos son los costos de organización (ec 5) y la provisión de impuestos (ec 6.)

$$org(h) = \$500 * h \quad (5)$$
$$sii(h) = p * h * 0{,}03 \quad (6)$$

- **Costos ambientales por CO_2**

Los costos ambientales se asocian al consumo de combustible, así la generación CO_2 de la flota estándar está dada por ec (7).

$$CO_2\left(\frac{ton}{\text{año}}\right) = 0.00273\ \left(\frac{ton}{lt}\right) * comb\ \left(\frac{lt}{viaje}\right) * E\ \left(\frac{viajes}{\text{año}}\right) \quad (7)$$

Así, dado que de Kaufmann et al (2020) se sabe que el costo social por tonelada de CO_2 es de 44.891 $\$_{2022}$/ton CO_2. El costo social por CO_2 de la flota estándar en un año es de

$$CS_{co_2}\left(\frac{\$}{\text{año}}\right) = CO_2\ \left(\frac{ton}{\text{año}}\right) * 44891\ \left(\frac{\$}{ton}\right)$$

- **Ilustración**

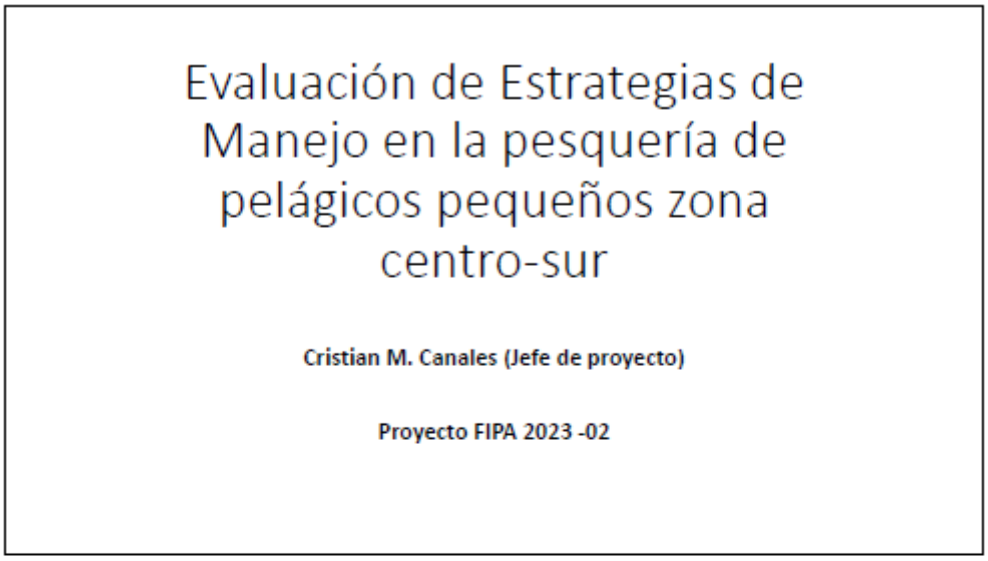
A modo de ilustración la **Tabla A4.9** presenta una ilustración del cálculo de beneficios privados, costo social por CO_2 y beneficios sociales en base a tres casos con diferentes niveles de esfuerzo y captura para la flota estándar. Tal cómo se puede ver la existencia de beneficios netos positivos dependen del nivel de esfuerzo y capturas obtenidos el que a su vez depende del estado del recurso pesquero.

Tabla A4.9. Ilustración del cálculo de beneficios privados, costo social por CO_2 y beneficios sociales.

Ítem	**Unidades**	**Caso 1**	**Caso 2**	**Caso3**
Precio	$/ton	174,540	174,540	174,540
Captura total	ton/año	158,680	135,066	291,278
Viajes Totales	viajes/año	3,000	6,000	8,071
Duración viaje	días	1.34	1.94	2.35
Consumo diésel viaje	lt/viaje	648	939	1,140
Captura viaje	t/viaje	52.9	22.5	36.1
Cálculo costo tripulación por viaje				
Ítem	**Unidades**	**Caso 1**	**Caso 2**	**Caso3**
Ingresos Brutos viaje	$/viaje	9,231,988	3,929,064	6,299,044
Costo diésel	$/viaje	713,325	1,032,963	1,253,620
Gastos	$/viaje	806,353	806,353	806,353
Costo tripulación	$/viaje	2,699,308	731,412	1,483,675
Cálculo beneficios privados, costo social y beneficios sociales por viaje				
Ítem	**Unidades**	**Caso 1**	**Caso 2**	**Caso3**
Ingresos Brutos viaje	**$/viaje**	**9,231,988**	**3,929,064**	**6,299,044**
Costo Total Viaje	**$/viaje**	**8,283,469**	**6,460,931**	**7,511,740**
Costo Tripulación	$/viaje	2,699,308	731,412	1,483,675
Costo diésel	$/viaje	713,325	1,032,963	1,253,620
Otros Operacionales	$/viaje	883,926	883,926	883,926
Administración	$/viaje	3,495,898	3,495,898	3,495,898
LGPA	$/viaje	187,605	187,605	187,605
Organización	$/viaje	26,447	11,256	18,045
SII	$/viaje	276,960	117,872	188,971
Beneficio privados	**$/viaje**	**948,519**	-2,531,867	-1,212,696
CO_2 generado	ton/viaje	1.77	2.56	3.11
Costo social por CO2	$/viaje	79,473	115,084	139,667
Beneficio social	**$/viaje**	**869,047**	-2,646,951	-1,352,363

Anexo 5: Objetivo específico 5.

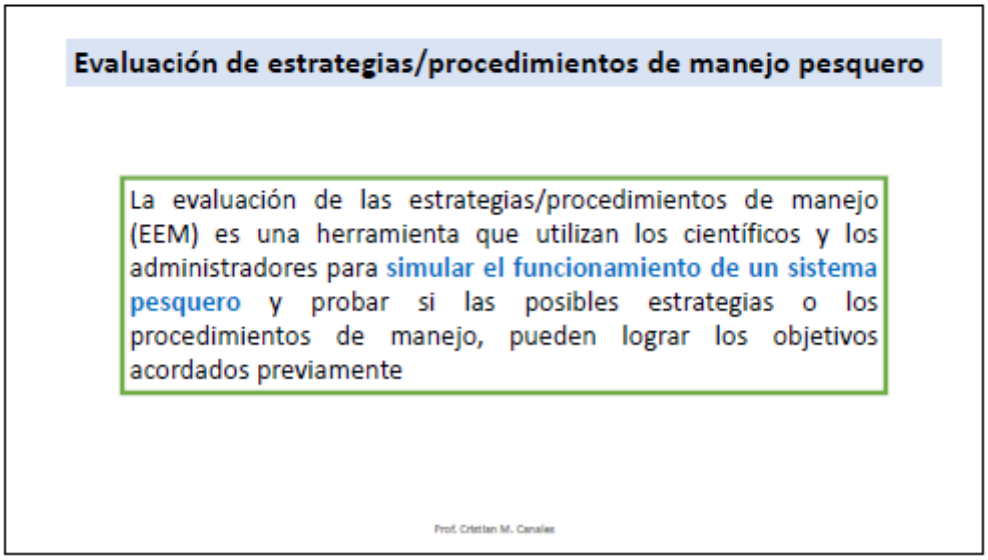
a) Presentación realizada al Comité de Manejo para la elección del procedimiento de manejo en esta pesquería



Evaluación de Estrategias de Manejo en la pesquería de pelágicos pequeños zona centro-sur

Cristian M. Canales (Jefe de proyecto)

Proyecto FIPA 2023 -02



Evaluación de estrategias/procedimientos de manejo pesquero

La evaluación de las estrategias/procedimientos de manejo (EEM) es una herramienta que utilizan los científicos y los administradores para simular el funcionamiento de un sistema pesquero y probar si las posibles estrategias o los procedimientos de manejo, pueden lograr los objetivos acordados previamente

Prof. Cristian M. Canales

Simulación/Evaluación

Simulación del sistema completo,

De manera similar a simuladores de navegación/pesca/vuelo/minería, se simula y proyecta la pesquería y la población bajo distintos escenarios ambientales y reglas de decisión

SIMULADOR = MODELO OPERATIVO

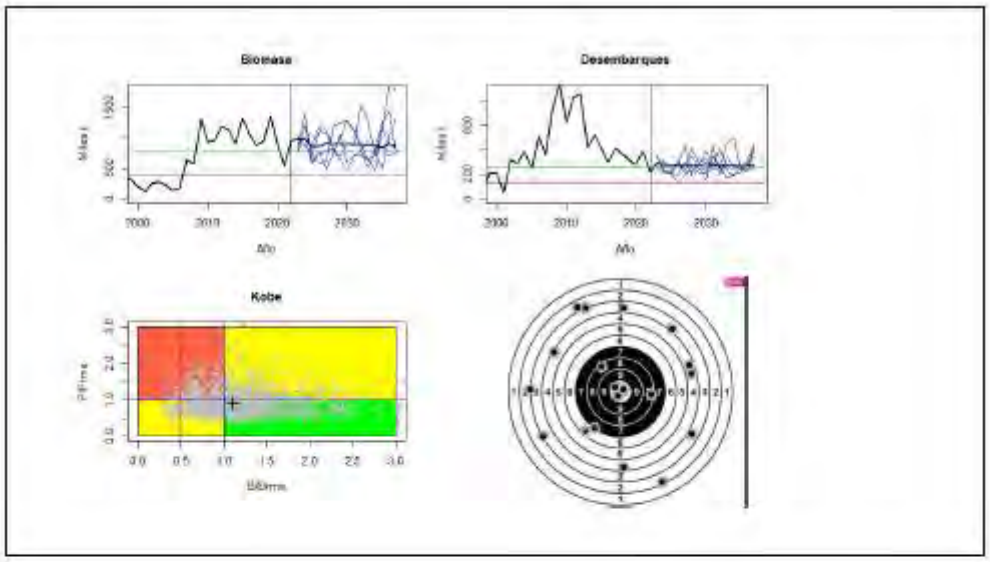
Simulación/Evaluación

Aprendizaje mediante prueba y error

Vida real:
Costoso, poca o ninguna repetición

Videojuego:
Casi sin costo, repito cuanto quiera
(MODELO OPERATIVO)

(www. iattc.org)

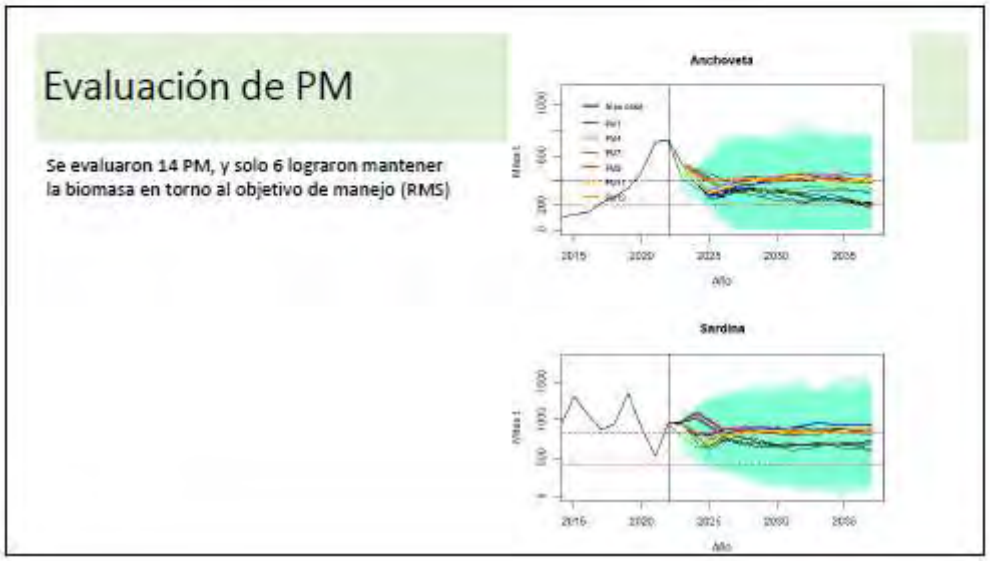


Reglas de control (RCC): Definen como se establece la Cuota de Captura (CBA) → **Ejemplo:** capturar el 25% de la biomasa todos los años

Procedimiento de Manejo (PM): Indica como se implementan las RCC (ej. remanentes, riesgos de la CBA, imputación, actualización, hiper-regla, otros) → **Ejemplo**: en la RCC descontar remanentes y considerar imputación conjunta.

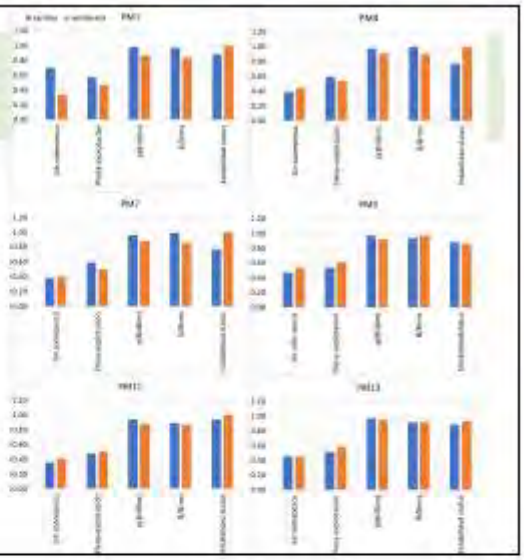
Modelo Operativo (MO): Se refiere a escenarios extremos que puede tomar el medio ambiente y determinar la pesquería → **Ejemplo:** ¿ que pasaría si la mortalidad natural aumenta al doble y los reclutamientos disminuyen ?

PM1 (actual)
Octubre
Eval stock cuota precautoria
Octubre-Diciembre
Desarrollo pesquería
Crucero RECLAS. Eval stock y revisa cuota
Enero
Marzo-Mayo
Desarrollo pesquería
Crucero PELACES. Eval stock y revisa cuota
Mayo


Evaluación de PM
Se evaluaron 14 PM, y solo 6 lograron mantener la biomasa en torno al objetivo de manejo (RMS)
Anchoveta
Sardina

Evaluación de PM

- Los PM afectan distinto a las especies
- El PM1 (actual) favorece a la sardina
- El PM9, PM11 y PM13 son mas balanceados

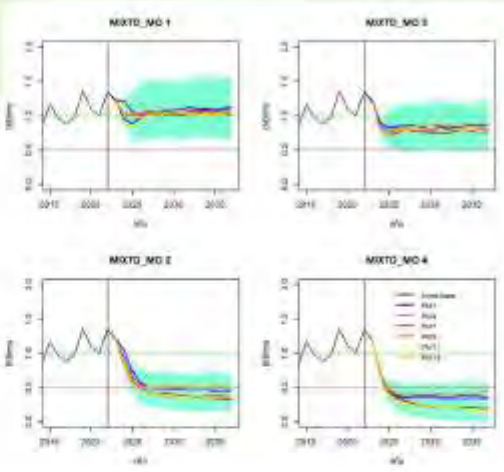


Evaluación de PM actual

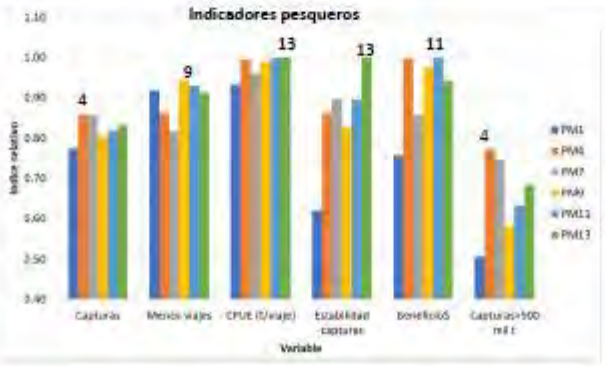
- **PM2: Sin descuento de remanentes.** No tiene mayor efectos para el recurso y disminuye las capturas.
- **PM14: SIN vedas de reclutamiento.** Aumentan los indicadores pesqueros pero también los riesgos de conservación. La biomasa disminuye

Evaluación de PM

- Las condiciones ambientales afectan los PM.
- Siempre hay algunos PM mejores a otros



Evaluación de todos los PM

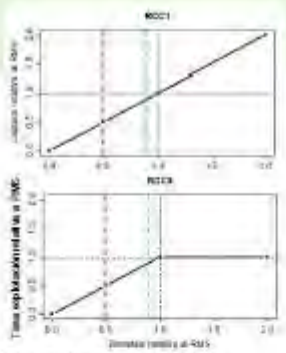


Evaluación de todos los PM

Evaluación de todos los PM

	PM1	PM2	PM3	PM4	PM5	PM6	PM7	PM8	PM9	PM10	PM11	PM12	PM13
MO 1													
Ind. pesquería	0.75	0.76	0.81	0.80	0.42	0.41	0.66	0.51	0.85	0.46	0.68	0.43	0.80
Ind. conservación	0.82	0.84	0.90	0.82	0.54	0.56	0.79	0.61	0.84	0.56	0.78	0.55	0.82
MO 2													
Ind. pesquería	0.48	0.49	0.50	0.57	0.57	0.55	0.56	0.61	0.55	0.57	0.54	0.57	0.51
Ind. conservación	0.48	0.49	0.58	0.47	0.54	0.54	0.50	0.54	0.50	0.55	0.59	0.55	0.53
MO 3													
Ind. pesquería	0.54	0.55	0.61	0.61	0.72	0.69	0.62	0.72	0.59	0.65	0.61	0.72	0.59
Ind. conservación	0.74	0.67	0.52	0.52	0.42	0.47	0.58	0.40	0.50	0.48	0.60	0.44	0.71
MO 4													
Ind. pesquería	0.48	0.49	0.50	0.55	0.55	0.56	0.55	0.56	0.52	0.48	0.51	0.57	0.57
Ind. conservación	0.35	0.35	0.34	0.34	0.34	0.33	0.33	0.33	0.33	0.36	0.33	0.34	0.40
Todos los MO													
Ind. pesquería	0.50	0.50	0.50	0.60	0.57	0.55	0.65	0.61	0.63	0.59	0.64	0.57	0.65
Ind. conservación	0.59	0.58	0.46	0.56	0.40	0.42	0.52	0.40	0.53	0.43	0.51	0.40	0.64
Total	0.55	0.54	0.51	0.61	0.48	0.49	0.58	0.50	0.58	0.51	0.58	0.49	0.65

Detalles de PM4 y PM13



PM4

- RCC: La captura aumenta linealmente con la biomasa

PM13

- RCC: La tasa de explotación es constante pero disminuye en caso de sobreexplotación

Además

- Las CBA post crucero se calculan por relación empírica (resultado "inmediato")
- La RCC se aplica solo una vez al año y la cuota precautoria es el 85% de la CBA calculada
- No se consideran remanentes ni criterios de riesgos en la CBA
- Se considera la hiper-regla

Cual es el mejor Procedimiento de Manejo para esta pesquería?

- Aquella que permita la máxima probabilidad de alcanzar los objetivos deseados para la pesquería con el menor impacto posible para el recurso
- Que opinan Ud?

Anexo 6: Evaluación de estrategias de manejo para la pesquería mixta de anchoveta y sardina común.

Realizado por: Roberto Licandeo

1. Introducción

En muchas pesquerías del mundo varios stocks son explotados por el mismo arte de pesca (Karp et al., 2024), ya sea porque existe una superposición en su distribución o por que los artes de pesca no son lo suficientemente selectivos (Vinther et al., 2004). En estas situaciones, la recomendación pesquera se basa usualmente en una evaluación de stock mono específica (Beverton & Holt, 1957, 1993), y la estrategia de manejo está determinada a menudo por el stock o especie más agotado o menos productivo. La pesquería de pequeños pelágicos no es la excepción, ya que stocks de sardinas y anchovetas son explotados simultáneamente por la misma flota y en la mayoría de los casos es imposible evitar una especie sin pescar la otra (De Oliveira & Butterworth, 2004). Esto muchas veces problemático ya que sardinas y anchovetas, a menudo exhiben patrones de dominancia alternantes (Barange et al., 2009; Lluch-Belda et al., 1989, 1992) y su abundancia depende mucho del reclutamiento anual. Así, las estrategias de cosecha para estos recursos deberían considerar esta alternancia de abundancia en la estimación de cuotas o restricción de esfuerzo de pesca. Esto es crucial cuando una especie, por ejemplo, se encuentra en un régimen de baja productividad, y por lo tanto es aconsejable disminuir la mortalidad por pesca (Hawkshaw et al., 2015; Walters & Martell, 2020; Walters & Parma, 1996). Sin embargo, en la actualidad hay muy pocos ejemplos de pesquerías de poblaciones mixtas de pelágicos pequeños con Reglas de Control de Cosecha (HCR; por sus siglas en inglés) que consideren las relaciones ecológicas entre las especies y las interacciones técnicas de los artes de pesca (De Oliveira & Butterworth, 2004; Karp et al., 2024).

Una limitante son los datos. En muchos casos, las pesquerías mixtas no cuentan con la información suficiente para cada especie. En el caso de las pesquerías de pequeños pelágicos, no basta con evaluaciones de stock anuales, sino que es necesario utilizar una escala temporal más fina para acomodar la dinámica rápida de crecimiento y reclutamiento intra anual. Esta dinámica intra anual necesita estimaciones de biomasa de adultos (prospecciones acústicas), índices de juveniles/reclutamiento, y composiciones de edades (o tallas) entre trimestres para poder entender la dinámica poblacional rápida de estos stocks (Oliveros-Ramos et al., 2021; Uriarte et al., 2023) y así ajustar la mortalidad por pesca basada en la biomasa estimada (Arias Schreiber et al., 2011; de Moor et al., 2011; De Oliveira & Butterworth, 2004). Por ejemplo, si datos de

monitoreo muestran un decline brusco de una especie debido a reclutamiento o baja abundancia, la mortalidad por pesca debería ser reducida para evitar que ésta sea mayor a la mortalidad por pesca objetivo o límite (IMARPE, 2020; Oliveros-Ramos et al., 2021). Debido a que estas especies tienen comportamiento de agregación, y muchas veces afectada por la condición medio ambiental presente, son altamente vulnerables cuando su abundancia es baja.

Otra limitante, es que en las pesquerías mixtas las reglas de control de captura son generalmente más complejas comparadas con las reglas mono específicas (De Moor & Butterworth, 2016; De Oliveira & Butterworth, 2004).

En esta sección se desarrolló un procedimiento de evaluación de estrategias de manejo (Punt et al., 2016) para evaluar HCRs para la pesquería de sardina común y anchoveta.

2. Métodos

2.1. Acondicionamiento de los Modelos Operativos

Se utilizaron modelos operativos (MO) para describir la dinámica poblacional y pesquera de la anchoveta y sardina común, proyectar el stock hacia el futuro y evaluar el desempeño de diferentes procedimientos de manejo (PM) frente a las medidas de desempeño.

Se recopilaron datos biológicos históricos para obtener información de entrada para los MO. Estos datos incluyeron estimaciones de biomasa de prospecciones acústicas (desde 1966 hasta 2020), composiciones de tallas y desembarques oficiales (desde 1950 hasta 2020) reportados por el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP). Las prospecciones cubrieron transectos estándares a lo largo de costa de Chile. Se utilizaron los parámetros de historia de vida de la anchoveta y sardina común (es decir, tasa de mortalidad natural (M), crecimiento de von Bertalanffy y parámetros de la relación longitud-peso) empleados por IFOP (**Tabla A6.1**).

Se desarrolló un modelo integrado talla-estructurado para los MO de anchoveta y sardina común. El modelo siguió ecuaciones similares a las descritas para este tipo modelos (Punt et al., 2013; Sullivan et al., 1990). Las definiciones de los parámetros y las ecuaciones se encuentran en la **Tabla A6.3**. El MO empleó pasos de tiempo trimestrales y con sexos agregados. Se emplearon 37 y 33 tallas de clases para la anchoveta y sardina común, respectivamente. La matriz de transición asumió que el incremento de crecimiento esperado sigue la curva de crecimiento de von Bertalanffy y es tiempo invariante. Además, se asumió que la distribución del incremento de

crecimiento es normal entre las clases de tallas (Canales et al., 2019). Se asumió una condición de equilibrio al comienzo del primer periodo de tiempo, pero se relajó este supuesto estimando la mortalidad por pesca inicial cuando fue posible con el fin de mejorar el ajuste del MO. El reclutamiento se modeló mediante una función de Beverton-Holt (Beverton & Holt, 1993). El reclutamiento en cada paso de tiempo t se distribuyó en clases de talla siguiendo una distribución normal, siendo los parámetros de esta distribución estimados dentro del modelo. Se estimaron los desvíos de reclutamiento en la función stock-recluta siguiendo la aproximación de Canales et al. (2019), la cual disminuye significativamente el número de desvíos que son estimados. Esta aproximación usa un supuesto de separabilidad en el cual estiman desvíos de reclutamiento anuales y desvíos trimestrales, estos últimos estimados como efectos aleatorios (Kristensen et al., 2016). La mortalidad natural instantánea se asumió constante a través de clases de edad y pasos de tiempo. Igualmente, la vulnerabilidad a la talla fue tiempo invariante.

Para anchoveta y sardina común, los parámetros que fueron estimados como parámetros libres incluyeron la razón de compensación (κ), la biomasa desovante virginal SSB_0, los desvíos de reclutamiento anuales (ω_y) y trimestrales (ω_q), la talla media de reclutamiento y su desviación estándar (l_0, σ_{l_0}, respectivamente), los parámetros de vulnerabilidad para la pesquería ($l_{50}^{g_3}$, $l_{shp}^{g_3}$) y para el índice de biomasa acústico del primer ($l_{50}^{g_1}$, $l_{shp}^{g_1}$) en segundo trimestre ($l_{50}^{g_2}$, $l_{shp}^{g_2}$). Otros parámetros fueron estimados como parámetros condicionales de verosimilitud, tales como los coeficientes de capturabilidad ($Q^{g_{1,2}}$), y la desviación estándar de los índices acústico para el primer y segundo trimestre (${\tau_I}^{g_{1,2}}$). Para estimar la mortalidad por pesca se empleó una modificación del enfoque de 'Análisis de Reducción Stock (SRA)' (Walters et al., 2006) donde la tasa de explotación (u_t) es la captura histórica observada dividida (Y_t) dividida por la biomasa vulnerable predicha, B_t. En particular, se desarrolló un método “hibrido” donde u_t fue calculada usando la aproximación de Pope (Hilborn & Walters, 1992) y luego se convirtió a una tasa instantánea de mortalidad por pesca (F_t) usando una transformación. Esta aproximación tiene algunas semejanzas al método “hydrid” en SS3 (Methot & Wetzel, 2013)(A.1.22) y tiene la ventaja que reduce significativamente el número de parámetros libres estimados ya que no es necesario estimar un F_t para cada tiempo t. Además, este enfoque asigna límites estrictos a los parámetros del modelo de población y evita combinaciones de parámetros que predicen B_t demasiado bajos que conduzcan a aumentos de F_t irrealistas y, por lo tanto, a un colapso 'depensatorio'. Para calcular F_t, se empleó una función “suavizadora” que limitó F_t a una tasa máxima de mortalidad por pesca (F_{max}) y hace que la función sea diferenciable para el proceso de estimación.

Los MO incluyeron priors informativas para el parámetro de inclinación (*h*) (Myers et al., 1999) y $Q^{g_{1,2}}$. Las funciones de verosimilitud fueron las convencionales para los modelos estadísticos talla-estructurados (**Tabla A6.3**) (Canales et al., 2019; Punt et al., 2013; Sullivan et al., 1990; Walters & Martell, 2020). Los parámetros claves de la historia de vida para la anchoveta y sardina

común, las desviaciones estándar para los índices de acústicos (σ_Q), captura en biomasa (σ_Y), la variabilidad del reclutamiento (σ_R), tamaño efectivo para las composiciones de tallas (n_C) y las funciones de verosimilitud y densidad a priori para Q, h, ω_y , ω_q se muestran en la **Tabla A6.3**. Nótese que no hay manera de estimar directamente σ_Q y σ_R desde los datos, es decir, no es posible determinar cuánta de la variación (no explicada por las capturas) en la biomasa acústica predicha se debió a la variación del reclutamiento y cuánta a errores de medición. Asumimos mayor variación σ_R y un error σ_Q relativamente bajo para obtener estimaciones biomasa desovante predichas cercanas a las estimaciones de biomasa acústica (**Figura A6.3**). Los MO fueron codificados en RTMB (Kristensen et al., 2016), mientras que gráficas y medidas de desempeño en R (R Core Team, 2023; Wickham, 2016).

2.2. Regla de Control de Captura (RCC)

Para cada trimestre, el MO simuló un índice de biomasa acústico y un modelo de diferencia con retraso (MDR) (Hilborn & Walters, 1992; Yagi & Yamakawa, 2023). Q, τ_I, y los parámetros de selectividad provienen del MO. El MO utilizó las estimaciones del índice de biomasa acústica del segundo trimestre para propagar la incertidumbre al tercer y cuarto trimestre, ya que no hay estimaciones de biomasa acústica para esos trimestres. Las estimaciones de biomasa acústica mostraron que los valores están altamente correlacionados (**Figura A6.1** y **Figura A6.2**). Por lo tanto, para propagar la incertidumbre desde el segundo trimestre en adelante, la biomasa acústica fue simulada con un modelo autorregresivo AR(1), donde los valores altos/bajos de biomasa "observados" en el tiempo *t* están altamente correlacionados con la biomasa en *t-1*.

El MDR se utilizó para propagar la biomasa del modelo talla-estructurado para cada tiempo t, pero bajo estocasticidad de error del proceso en el reclutamiento. Se utilizó una media móvil para evitar una alta variabilidad entre trimestres. Se utilizó una aproximación simple de las ecuaciones del filtro de Kalman para simular la evaluación de stock (Walters, 2004). Esta aproximación básicamente utiliza un promedio ponderado de la biomasa "observada" de la prospección acústica y las predicciones de biomasa del MDR. Valores altos del parámetro de peso de Kalman ($K_w \gg 1$) hacen que la predicción de la evaluación de stock esté más cerca del índice de biomasa acústica. Esto permite que el MO incorpore tanto datos observacionales como predicciones del modelo MDR. Luego, las estimaciones de biomasa de la evaluación de stock de las dos especies se combinan para producir una estimación de biomasa total para el tiempo t ($\hat{b}_t^{tot}$).

Se asumió que las respuestas de manejo a los cambios en la $\hat{b}_t^{tot}$ implicarían el uso de una HCR lineal para variar la captura anual permisible o cuota TAC_t en función de una estimación de biomasa total (**Tabla A6.2**). Esta regla tiene la siguiente forma general:

$$TAC_t = \begin{cases} H_{slp}\left[\hat{b}_t^{tot} - B_{min}\right] & \hat{b}_t^{tot} > B_{min} \\ 0, & \hat{b}_t^{tot} < B_{min} \end{cases}$$

donde B_{min} es un tamaño crítico del stock (en t) por debajo del cual la pesquería se cierra, y H_{slp} es la pendiente de la HCR. Esta es la tasa de mortalidad por pesca permitida sobre el excedente $\hat{b}_t^{tot} - B_{min}$. Esta HCR permite examinar dos estrategias de captura extremas; la regla de tasa de mortalidad por pesca constante (FC) y la regla de escape fijo (EF). Sin embargo, esta HCR permite explorar una gama de reglas (ver más adelante) según la combinación de valores H_{slp} y B_{min}. Por ejemplo, al establecer $B_{min} = 0$ y $H_{slp} = F_{MSY}$ se simula una FC, la cual es típicamente mejor para minimizar la variabilidad de las capturas y los cierres de la pesquería. Mientras que al establecer B_{min} a un "escape de biomasa" y $H_{slp} = 1$ (es decir, capturar todo el excedente sobre B_{min} cada año) se simula una regla de escape fijo. Esta regla es típicamente mejor para maximizar el rendimiento promedio de largo plazo pero con la desventaja de mayores cierres de la pesquería (Walters & Martell, 2020).

Los parámetros de la HCR para la población de anchoveta y sardina común se estimaron utilizando un enfoque de SOPS (Optimization in Policy Space) (Moxnes, 2003, 2005; Walters & Hilborn, 1978; Walters & Martell, 2020). Este método busca parámetros óptimos de la HCR, y permite utilizar diferentes funciones de utilidad teniendo en cuenta diversas incertidumbres y escenarios, tales como reclutamiento futuro, entre otras. Se empleó el método de búsqueda en cuadrícula (“grid search") para evaluar sistemáticamente diferentes combinaciones de parámetros en la HCR que maximizan la función de utilidad. Por ejemplo, este método permite encontrar valores óptimos de B_{min} y H_{slp} que producen la mayor captura promedio de biomasa a largo plazo. A emplear una grilla de búsqueda, este enfoque explora más opciones de parámetros que, por ejemplo, reglas 10-40" o similares utilizadas en EE.UU. y Canadá, donde los parámetros de la regla establecen valores de forma arbitraria. La búsqueda de parámetros óptimos está recibiendo cada vez más atención en los últimos años (Collie et al., 2021; Hawkshaw et al., 2015; Katsukawa, 2004; Licandeo et al., 2023; Memarzadeh et al., 2019; Memarzadeh & Boettiger, 2019; Moxnes, 2003; Yagi & Yamakawa, 2020, 2023). Note que el enfoque SOPS también permite examinar parámetros de la HCR que no son estrictamente óptimos (Hilborn, 2010), pero que aún proporcionan resultados atractivos en términos de gestión a largo plazo, conservación y objetivos económicos (Licandeo et al., 2023).

La pesquería de anchoveta y sardina común tiene cierres temporales debido a vedas reproductivas y reclutamiento, excepto durante el segundo trimestre. Estos cierres fueron incluidos en la regla de control dividiendo la TAC trimestral por el número de meses del trimestre donde la pesquería está cerrada por veda reproductiva/reclutamiento.

2.3. Selección de incertidumbre

Los MO describen las dinámicas las poblaciones y pesquera más plausibles y se utilizan para proyectar la población hacia el futuro con el fin de evaluar el desempeño de los procedimientos de manejo (Rademeyer et al., 2007). Las principales fuentes de incertidumbre fueron cómo caracterizar los cambios de productividad pasados y futuros en el reclutamiento de la anchoveta y sardina común, las estimaciones históricas de biomasa, y los parámetros del ciclo de vida. Se desarrollaron seis MO con el fin de cubrir parte de la incertidumbre. Generalmente el parámetro de productividad *h*, se mantiene constante en los modelos de evaluación de stock, aquí se estimó *h* con una distribución "a priori" informativa (MO1) pero también se fijó a un valor fijo (MO2). La ponderación asignada al *Q* de biomasa acústica y las composiciones tienen un profundo impacto en las estimaciones tanto en los parámetros de la dinámica poblacional como en los puntos de referencia biológicos (Francis, 2011, 2017). De tal forma, los MO1 y MO2 fueron evaluados con una menor ponderación en las composiciones de tallas (MO3, y MO4). Finalmente, se evaluó escenarios donde se estimó *h*, pero tanto los datos de composiciones y el *Q* fueron ponderados con un menor valor. En la **Tabla A6.4** se muestran los parámetros estimados, así como también los valores de la función objetivo y de los componentes de verosimilitud que indican que tan también los MO ajustan los datos. Sin embargo, estos valores no fueron (y no deberían ser) utilizados para clasificar la plausibilidad de los MO. El criterio de información de Akaike (AIC) y otros criterios solo miden el rendimiento estadístico y no son apropiado para juzgar la plausibilidad o producen mejores políticas de manejo (Boettiger, 2022; Guthery et al., 2005).

2.4. Reclutamiento histórico y futuro

Los MO mostraron patrones de reclutamiento y biomasa cíclicos para ambas especies, así mostrando patrones de productividad como es observado en otros stocks pelágicos (Barange et al., 2009; Cahuin et al., 2009; Wada & Jacobson, 1998). Estos patrones fueron más evidentes cuando existió información de prospecciones de biomasa acústica. Por ejemplo, la anchoveta mostró desvíos de reclutamiento negativos entre los 2005-2013, mientras que la sardina, durante esos años, mostró desvíos de reclutamiento positivos. Los patrones y la magnitud fueron más o menos evidentes en todos los MO. Con el fin de capturar estos patrones, se desarrollaron tres patrones de reclutamiento futuro. Primero, se simularon los desvíos de reclutamiento como se observaron en el pasado, es decir, este escenario incluyó las anomalías negativas/positivas de reclutamiento observadas en el pasado. Con el fin de mantener la correlación observada en el par de las anomalías de anchoveta y sardina común ($\widehat{\omega}_t^{anc}, \widehat{\omega}_t^{sar}$), la serie temporal fue repetida muchas veces hacia el futuro. El modelo de referencia utilizó esta configuración y asumió que "las anomalías de reclutamiento que ocurrieron en el pasado podrían repetirse en el futuro".

Segundo, se asumió que las anomalías de reclutamiento futuro siguen un proceso autorregresivo, AR(1), con parámetros ρ_ω y σ'_R estimados a partir de los las anomalías históricas para cada especie. La serie, AR(1), además, incluyo la correlación entre especies, la cual también fue estimada de las anomalías históricas. Tercero, se asumió que las anomalías de reclutamiento futuro siguieron un AR(1) pero sin correlación entre especies. Nótese que no se utilizaron las primeras anomalías históricas en la estimación de ρ_ω y σ'_R, y correlación entre especies, ya que no hay información (datos de tallas o estimación de biomasa) para estimar estas.

3. Resultados y discusión

3.1. Modelos Operativos

En general el ajuste de los MO fue mejor para la anchoveta en todos los casos (**Figuras A6.1** y **A6.2**, **A6.14-23**; **Tabla A6.4**). En ambas especies la mortalidad por pesca ha sido baja para los últimos años, si se considera F_{MSY} como mortalidad por pesca objetivo. Sin embargo, en años previos ha habido periodos de alta mortalidad por pesca que ha sobrepasado F_{MSY} en varias ocasiones, principalmente en la sardina común. En parte, estos periodos de alta mortalidad por pesca han ocurrido cuando la biomasa ha sido baja. La biomasa desovante muestra cambios de productividad evidentes. Ambas especies parecen estar en un régimen productivo alto, pero el régimen productivo de la anchoveta parece haber empezado más recientemente (2014) que el de la sardina común. En el caso de la anchoveta, desde el 2014, las anomalías de reclutamiento han sido positivas. En el caso de la sardina común, desde el 2014, las anomalías de reclutamiento han sido más variables con valores positivos y negativos. Además, se observó periodos donde las anomalías de reclutamiento han sido negativas por varios años (2005-2014) para la anchoveta, mientras que para la sardina común han sido positivas (**Figura A6.1** y **Figura A6.2**). El índice de biomasa acústico de la sardina es altamente variable a escala trimestral y anual, por lo que fue difícil de ajustar a pesar de estimar desvíos de reclutamientos anuales y estacionales. Esto contrasta con las estimaciones de biomasa acústica de anchoveta donde existió menos variabilidad. Un aspecto interesante fue observado en las estimaciones de biomasa acústica entre el primer y segundo trimestre. En la anchoveta, durante el primer trimestre la biomasa es menor a la del segundo trimestre, mientras que para la sardina se observa lo contrario. Esto indica posibles diferentes mecanismos de mortalidad, crecimiento, y reclutamiento intra anual.

3.2. Reglas de Control de Captura

Se obtuvieron parámetros óptimos para la RCC para los seis MO, bajo tres tipos de reclutamiento futuro y dos funciones de utilidad. La regla de control uso la biomasa total de anchoveta y sardina "estimada" obtenida empleando una aproximación del filtro de Kalman (Walters, 2004). Ejemplos para la biomasa estimada para la anchoveta y sardina usada por la regla de control se muestra en **Figura A6.4 y Figura A6.5**. La biomasa acústica simulada mostró una alta variabilidad intra anual en particular para la sardina, pero parte de esa variabilidad "observada" fue filtrada por el filtro de Kalman.

Los parámetros óptimos de la regla de control para los MO 1-6 bajo tres tipos de reclutamiento futuro y la función de utilidad que máxima los rendimientos de captura a largo plazo (riesgo neutral) se muestran en la **Figura A6.5**. La **Figura A6.6**, muestra la forma reglas de control obtenidas cuando se maximizó la función de utilidad riesgo-adversa. Como es de esperar la función de utilidad riesgo neutral sugiere resguardos de la biomasa para todos los modelos operativos (B_{min}) y pescar a una tasa de explotación más alta si la biomasa es más alta (o viceversa), una vez que existe este resguardo de biomasa total, se captura el excedente. La línea roja (**Figura A6.5** y **Figura A6.6**) muestra cual sería la tasa de explotación con los cambios de biomasa estimada; una vez que la biomasa cae por debajo del límite B_{min}, la tasa de explotación es cero. Los resguardos de biomasa fueron consistentes con las estimaciones de productividad de los MO; a menor productividad mayor resguardo de biomasa. Los MO4 al MO6 mostraron que requieren un mayor resguardo de biomasa (B_{min}). Se analizó el efecto de auto correlación de los desvíos del reclutamiento en las estimaciones de los parámetros de la regla de control óptima. Para la función de utilidad riesgo neutral (**Figura A6.5**), se observó que al tomar en consideración correlación entre especies, la biomasa de resguardo disminuye. Por ejemplo, en el MO1 cuando se incluyó la correlación entre especies (AR(1)Cor) la B_{min} disminuyó a 580 t comparado con el modelo que no consideró la correlación entre especies (B_{min}=620 t). Por otra parte, cuando se emplearon los desvíos históricos para el reclutamiento futuro, la biomasa de resguardo fue mayor al MO1 que uso AR(1) para simular los reclutamientos. Eso sugiere que usar desvíos históricos en los MO de pesquerías mixtas en general produce biomasa de resguardos mayores en las reglas de control.

En general la función de utilidad riesgo neutral genera reglas de control poco atractivas para la industria ya que, si bien, ésta genera mayores rendimientos de pesca futuros, también genera más cierres temporales debido a la biomasa de resguardo (Walters & Martell, 2020). Se maximizó la función de utilidad riesgo-adversa la cual impone penalización a los cierres de pesca (capturas cero) y por los tanto genera menor variabilidad en las capturas. Los resultados de los parámetros óptimos de la regla de control para los seis MO bajo tres tipos de reclutamiento futuro y la función

riesgo-adversa se muestran en la **Figura A6.6**. Esta función de utilidad genera reglas de control del tipo tasa de explotación constante o una regla de control con una biomasa de resguardo más baja que cuando se emplea una función de utilidad de riesgo neutral. Dependiendo del MO, cuando la biomasa de resguardo estimada fue cero (B_{min}=0), la tasa de explotación fue estimada entre 0.21 y 0.33. Cuando la biomasa total de resguardo fue distinta de cero, B_{min} fue estimada hasta un valor máximo de 450 t (OM4). Se observó también que, al tomar en consideración correlación entre especies, la biomasa de resguardo también disminuyó. Esta regla de control también fue consistente con las estimaciones de productividad de los MO. Entre MO, cuando la productividad fue menor, la pendiente de la regla de control (H_{slope}) también fue menor.

Se debe hacer notar que, si bien las reglas de control obtenidas usando SOPS maximizan una función de utilidad, existen parámetros sub óptimos de la regla de control que aún pueden ser atractivos en términos de manejo. Esta es unas de las ventajas respecto a las reglas de control tradicionales donde los parámetros de la regla de control son elegidos de forma arbitraria o ad hoc. Por ejemplo, la **Figura A6.8** muestra una grilla de combinaciones de parámetros de la regla de control lineal para distintos valores de B_{min} y H_{slope} donde la medida de desempeño en este caso es el rendimiento de la captura trimestral a largo plazo para cada combinación de B_{min} y H_{slope}. Es fácil visualizar "regiones" donde la combinación de B_{min} y H_{slope} podría producir rendimientos similares, por ejemplo, alrededor de 166 t/trimestre y cuáles podrían ser óptimos a largo plazo. No obstante, para un B_{min}=0 y H_{slope}= 0.12 (ósea una regla de control de tasa de explotación constante), el rendimiento es de 141 t/trimestre, lo cual aún es atractivo desde el punto de vista de rendimientos y de conservación ya que no es muy diferente (164 t/trimestre) al rendimiento que se podría obtener con B_{min}=0 y H_{slope}= 0.2 (es decir con una tasa de explotación más alta). La búsqueda de parámetros usando esta aproximación es consiste con el concepto de "pretty 235ood yield" (Hilborn, 2010) que más tarde fue expandido al "pretty 235ood multispecies yield" (Rindorf et al., 2017). Por lo tanto, de forma práctica, en este estudio se aplicó este concepto a una pesquería mixta de anchoveta y sardina usando SOPS.

3.3. Medidas de desempeño

Las **Figura A6.8** y **Figura A6.9** muestran la mediana de los rendimientos de las capturas agrupando las simulaciones por trimestre empleando la función de utilidad riesgo neutral y riesgo-adversa, respectivamente, para los seis MO y escenarios de reclutamiento. En general se puede observar que los rendimientos en captura para el primer trimestre son alrededor de las 100 t/trimestre para los diferentes OM. Los rendimientos más altos se encuentran en el segundo trimestre y es donde existe mayor variabilidad entre los MO. En general, los valores están por ≥ 200 t/trimestre y existe una baja probabilidad que estén por debajo de las 150 t/trimestre. No obstante, estos

podrían alcanzar 300 t/trimestre en algunos casos (MO4). Los rendimientos para el tercer trimestre fueron levemente inferiores al primer trimestre. Mientras que para el cuarto trimestre los rendimientos podrían alcanzar 150 t/trimestre. Cabe destacar que la regla de control incluye las vedas reproductivas y de reclutamiento, las cuales controlan parte de los rendimientos trimestrales, excepto por el segundo trimestre donde no hay ninguna veda. No obstante, los MO no incluyeron el efecto ambiental del tercer y cuarto trimestre. Durante estos trimestres los barcos de pesca tienen dificultad para efectuar faenas de pesca debido a los vientos predominantes en el área (Canales., Com. pers). De tal forma, los rendimientos de para el tercer y cuarto trimestre podrían estar subestimados. Estimaciones de días de pesca por trimestre podrían ser incluidos en fututos MO para esta pesquería.

Las reglas de control generaron diferentes efectos en las biomasas desovante de la anchoveta y sardina (**Figura A6.10** y **Figura A6.11**). En particular, algunas reglas de control de capturas mantienen la biomasa a niveles similares, pero bajos, como es el caso del OM2, bajo el supuesto de reclutamientos futuros generados con las anomalías históricas. Esto sucede debido a que la regla de control se traduce en tasas de explotación altas (OM2) que hacen que la abundancia de ambas especies disminuya (**Figura A6.12** y **Figura A6.13**; OM2). Mientras que en otros casos, la mortalidad por pesca generada por la regla de control genera mortalidad por pesca más altas para la anchoveta y menores para la sardina (**Figura A6.12** y **Figura A6.13**; MO4). Esto se traduce en un nivel de biomasa a largo plazo más alto en la sardina y menor en la anchoveta (**Figura A6.10** y **Figura A6.11**; MO4). La anchoveta tiene una menor productividad, así las reglas de control deberían favorecer mortalidades por pesca que protejan la anchoveta.

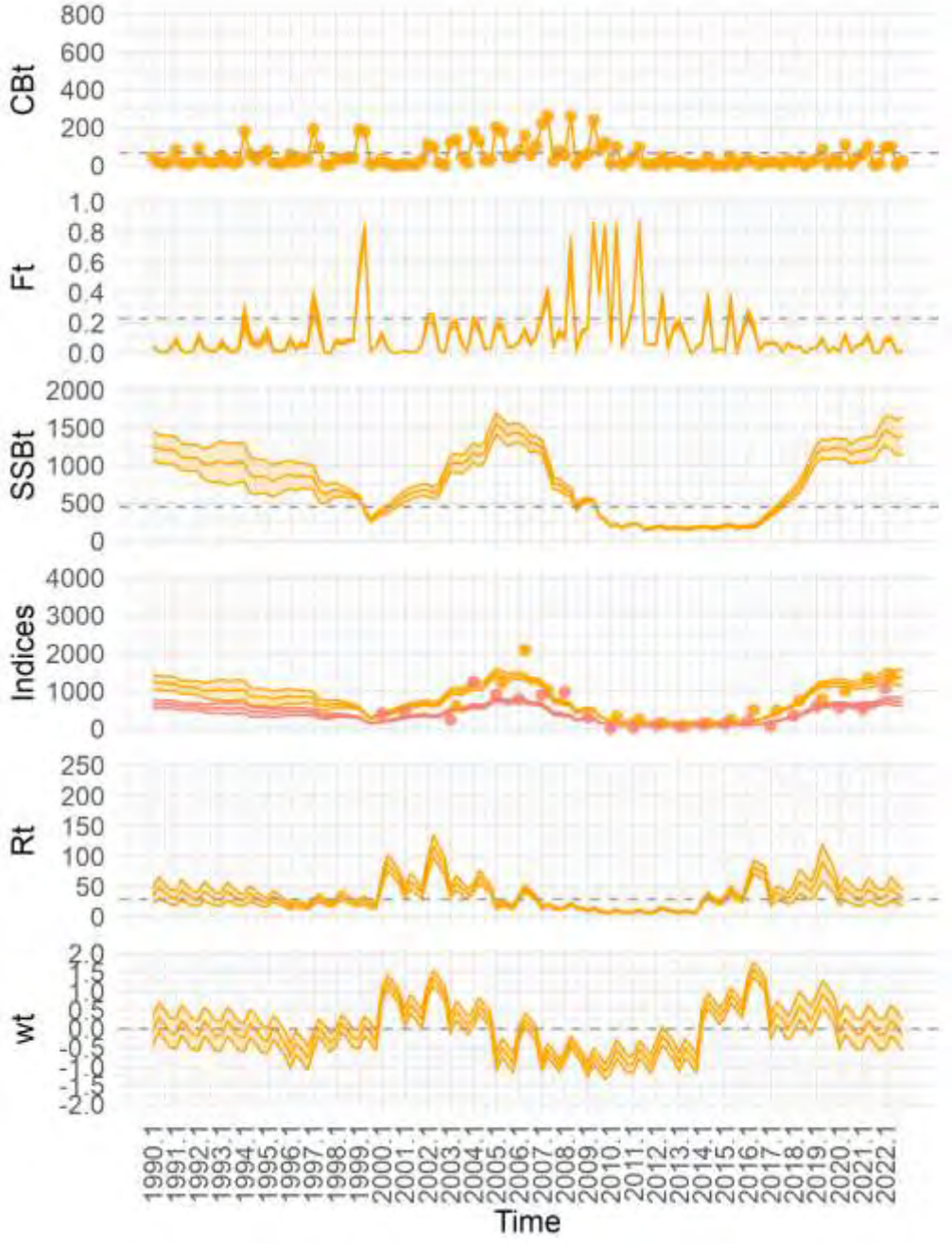


Figura A6.1. Resultados del modelo operativo (MO1) para la anchoveta. Se muestra las capturas en biomasa (desde el panel superior), mortalidad por pesca (Ft), biomasa desovante (SSBt), el ajuste del índice de biomasa acústica para el primer y segundo trimestre (amarillo y rojo, respectivamente), reclutamiento (Rt) y las anomalías de reclutamiento estimadas (wt). La línea punteada horizontal muestra las estimaciones de MSY, F_{MSY}, SSB_{MSY} y R_{MSY} como puntos referencia biológicos. Ver **Tabla A6.3** para valores.

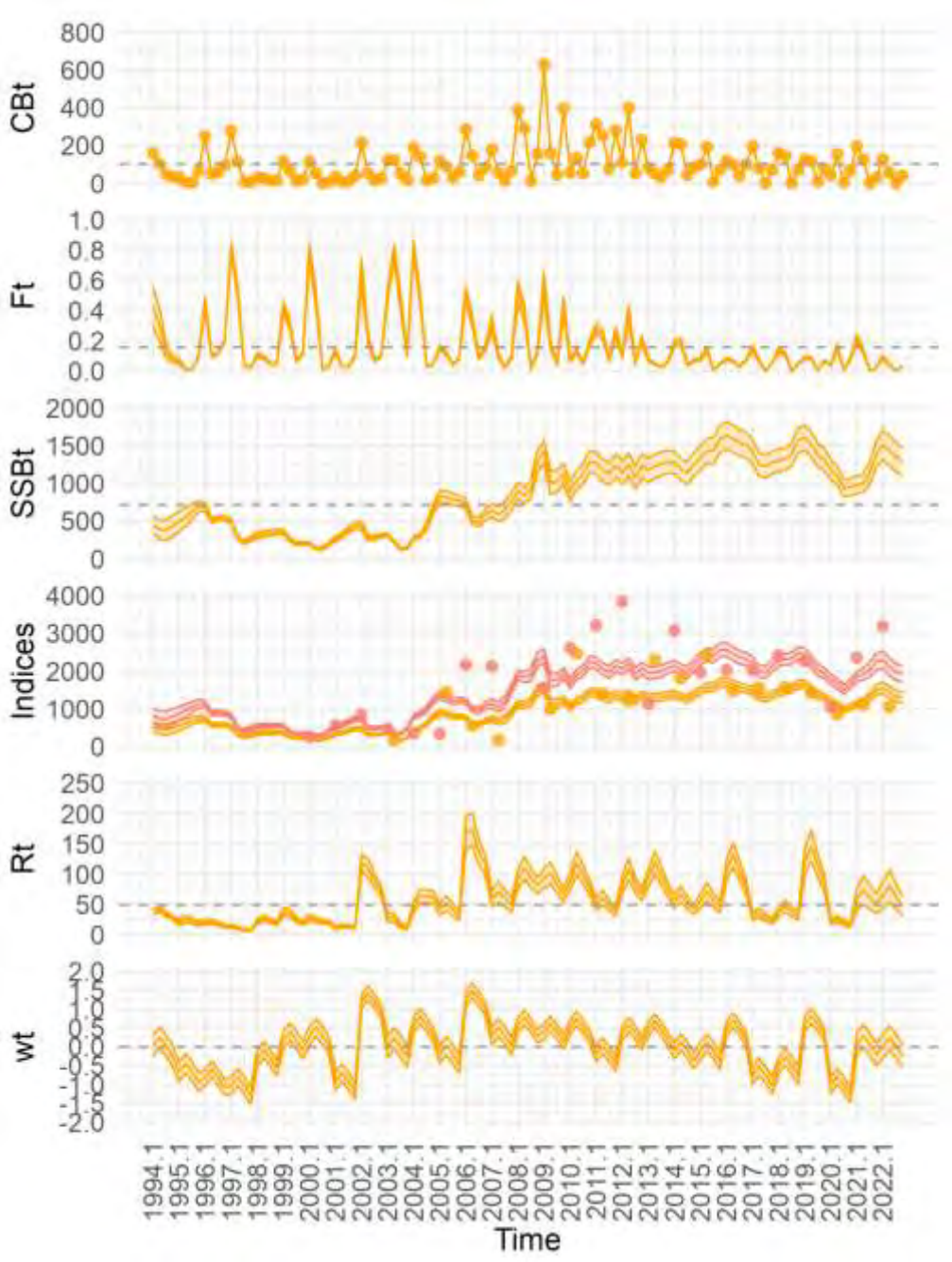


Figura A6.2. Resultados del modelo operativo (MO1) para la sardina común. Se muestra las capturas en biomasa (desde el panel superior), mortalidad por pesca (Ft), biomasa desovante (SSBt), el ajuste del índice de biomasa acústica para el primer y segundo trimestre (amarillo y rojo, respectivamente), reclutamiento (Rt) y las anomalías de reclutamiento estimadas (wt). La línea punteada horizontal muestra las estimaciones de MSY, F_{MSY}, SSB_{MSY} y R_{MSY} como puntos referencia biológicos. Ver **Tabla A6.3** para valores.

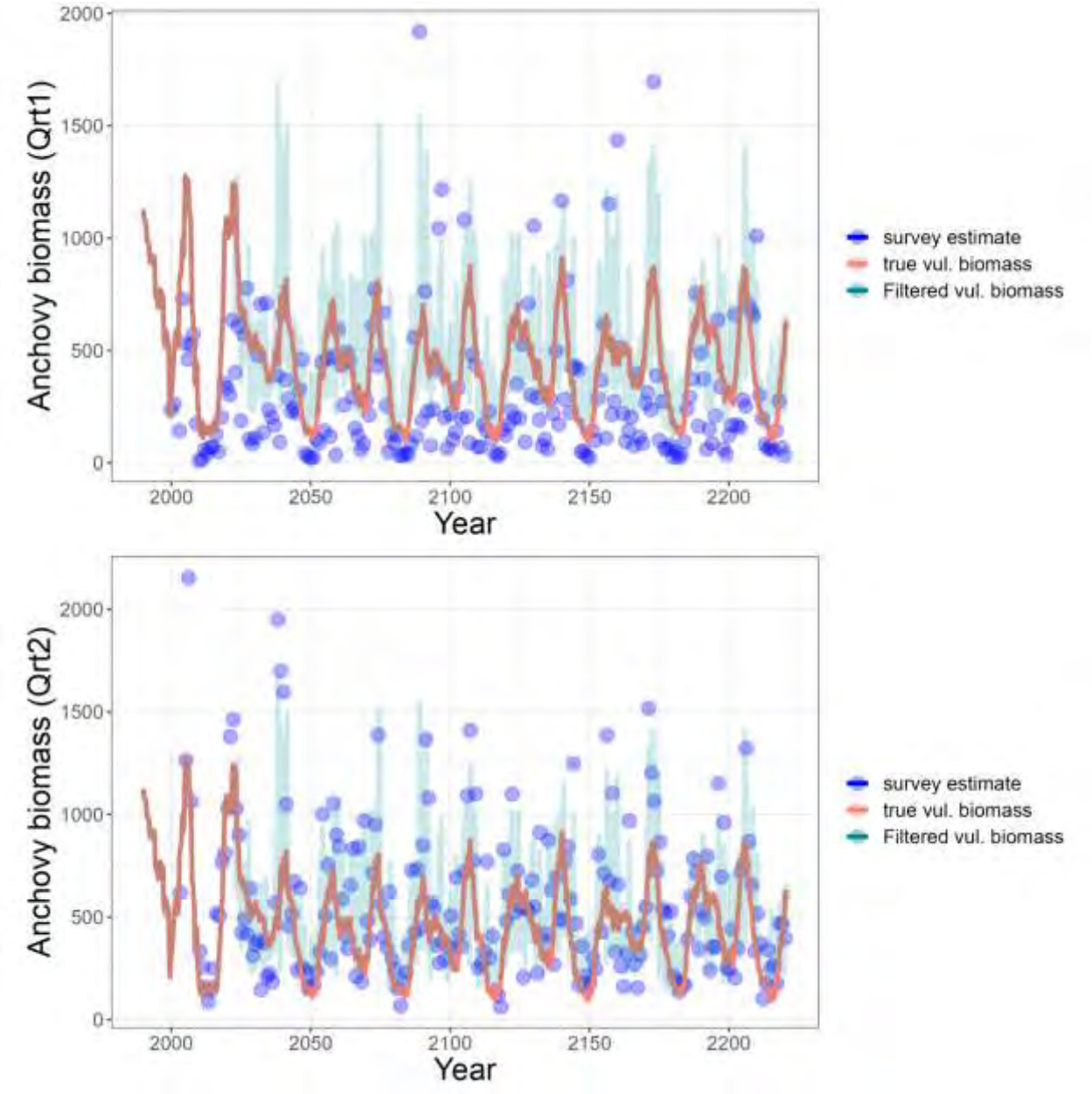


Figura A6.3. Biomasa acústica "observada" (puntos azules), biomasa del modelo operativo (OM1) (línea roja) y biomasa "estimada" usando el filtro de Kalman (línea verde) para la anchoveta para el primer y segundo trimestre. El MO1 empleó los desvíos del reclutamiento históricos para proyectar le reclutamiento futuro. Ver **Tabla A6.2** (A9-A11) para la descripción matemática.

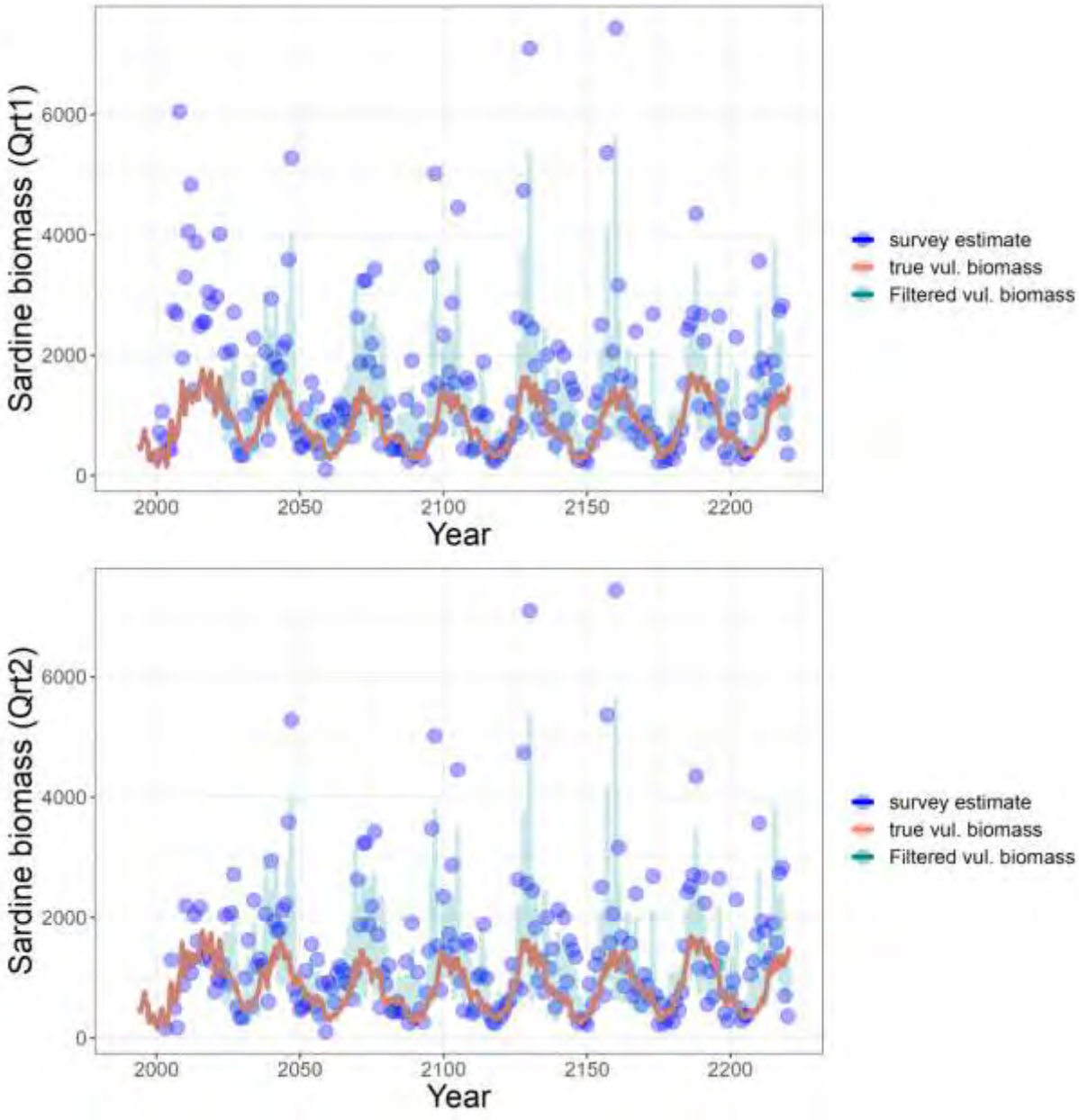


Figura A6.4. Biomasa acústica "observada" (puntos azules), biomasa del modelo operativo (OM1) (línea roja) y biomasa "estimada" usando el filtro de Kalman (línea verde) para la sardina común para el primer y segundo trimestre. El MO1 empleó los desvíos del reclutamiento históricos para proyectar le reclutamiento futuro. Ver **Tabla A6.2** (A9-A11) para la descripción matemática.

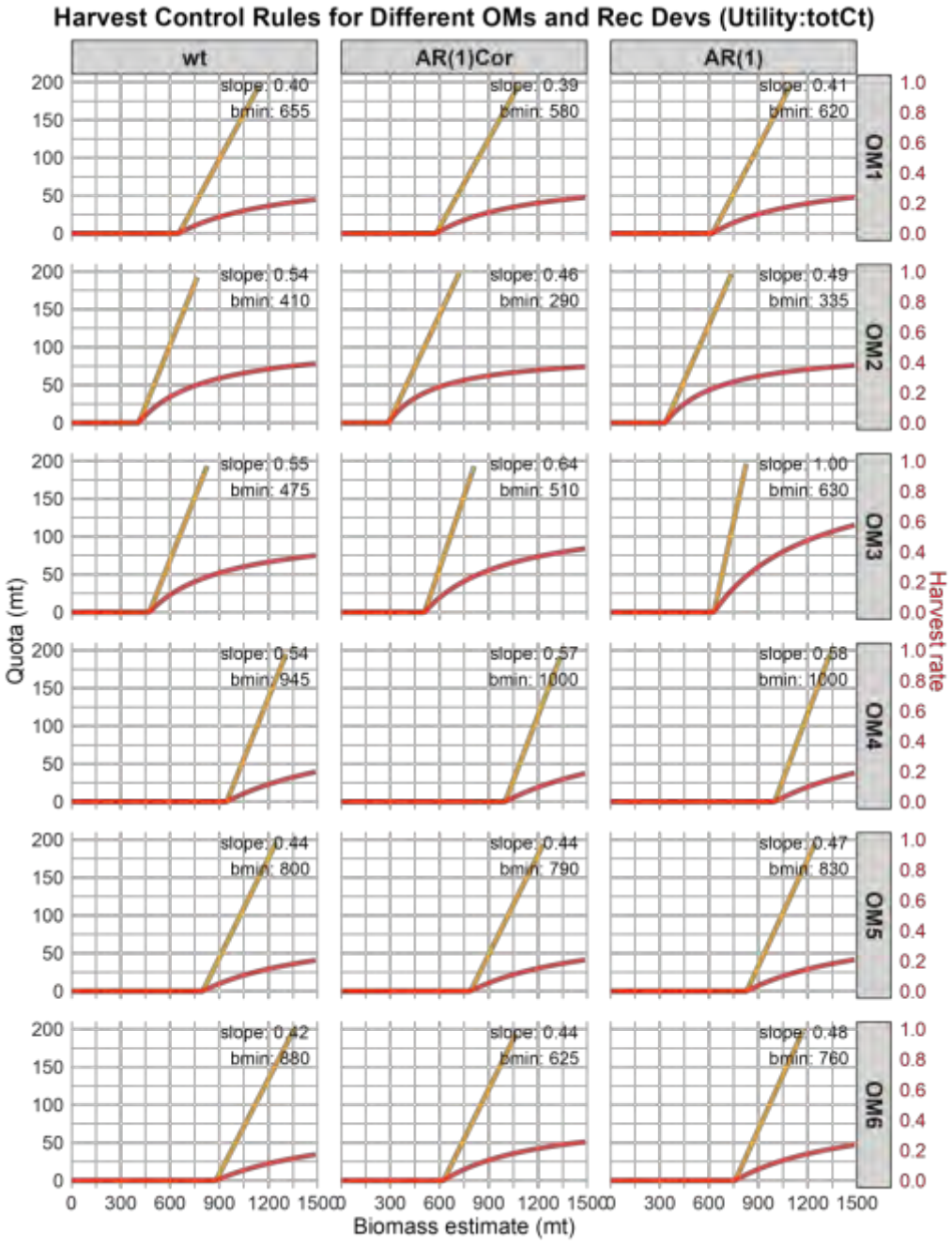


Figura A6.5. Reglas de control óptimas de captura (HCR) para la función de utilidad riesgo neutral para 6 modelos operativos (OM) y tres hipótesis de reclutamiento futuro para la pesquería mixta de anchoveta y sardina común. Desvíos de reclutamiento históricos (wt), con proceso autorregresivo y correlación entre especies, AR(1)Cor, y sin correlación entre especies AR(1). La línea roja y amarilla indica cómo cambia la tasa de explotación y la cuota a los cambios de biomasa estimada, respectivamente, dados los valores estimados B_{min} y H_{slope} de la HCR.

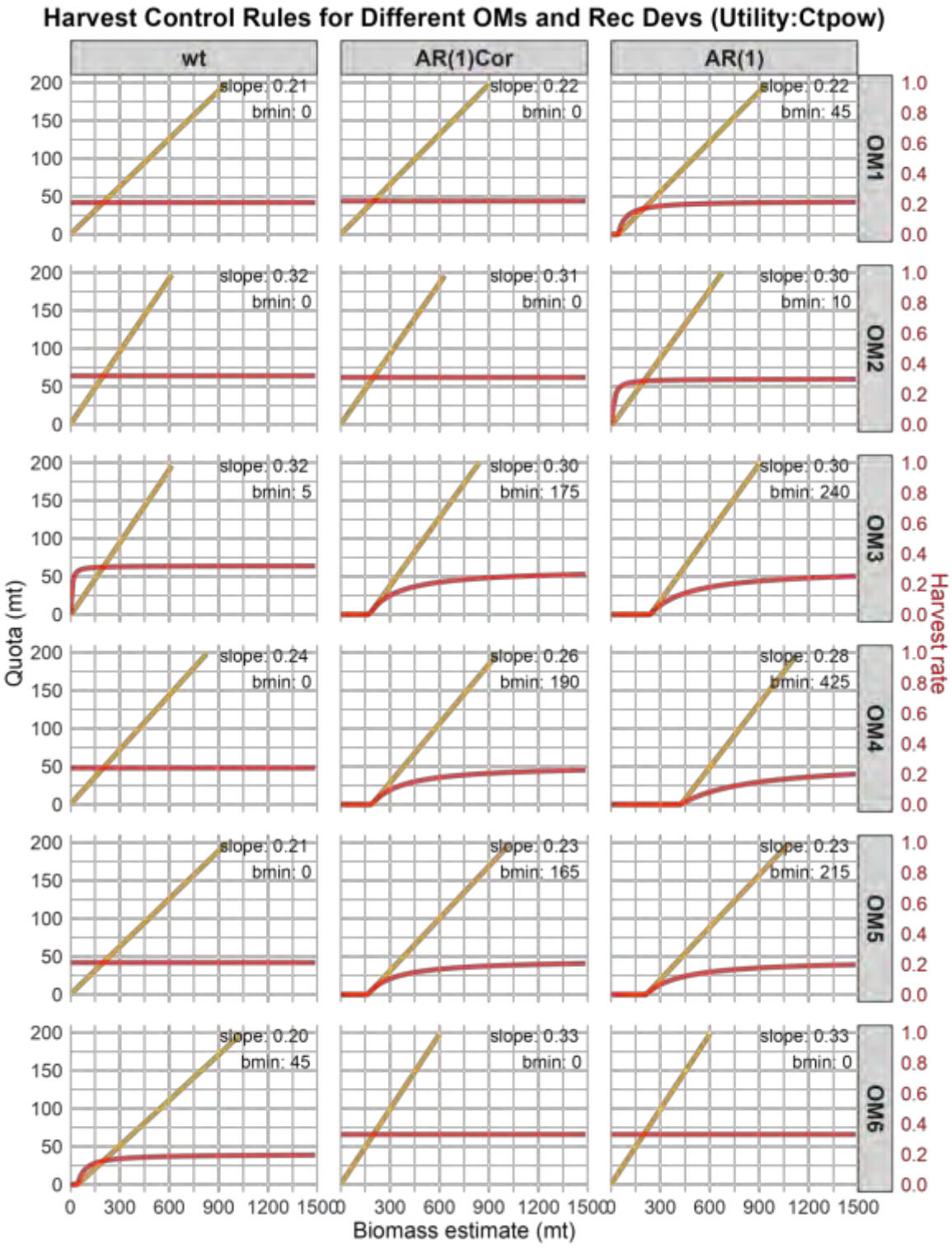


Figura A6.6. Reglas de control óptimas de captura (HCR) para la función de utilidad riesgo adversa para 6 modelos operativos (OM) y tres hipótesis de reclutamiento futuro para la pesquería mixta de anchoveta y sardina común. Ver detalles de la leyenda en **Figura 5**.

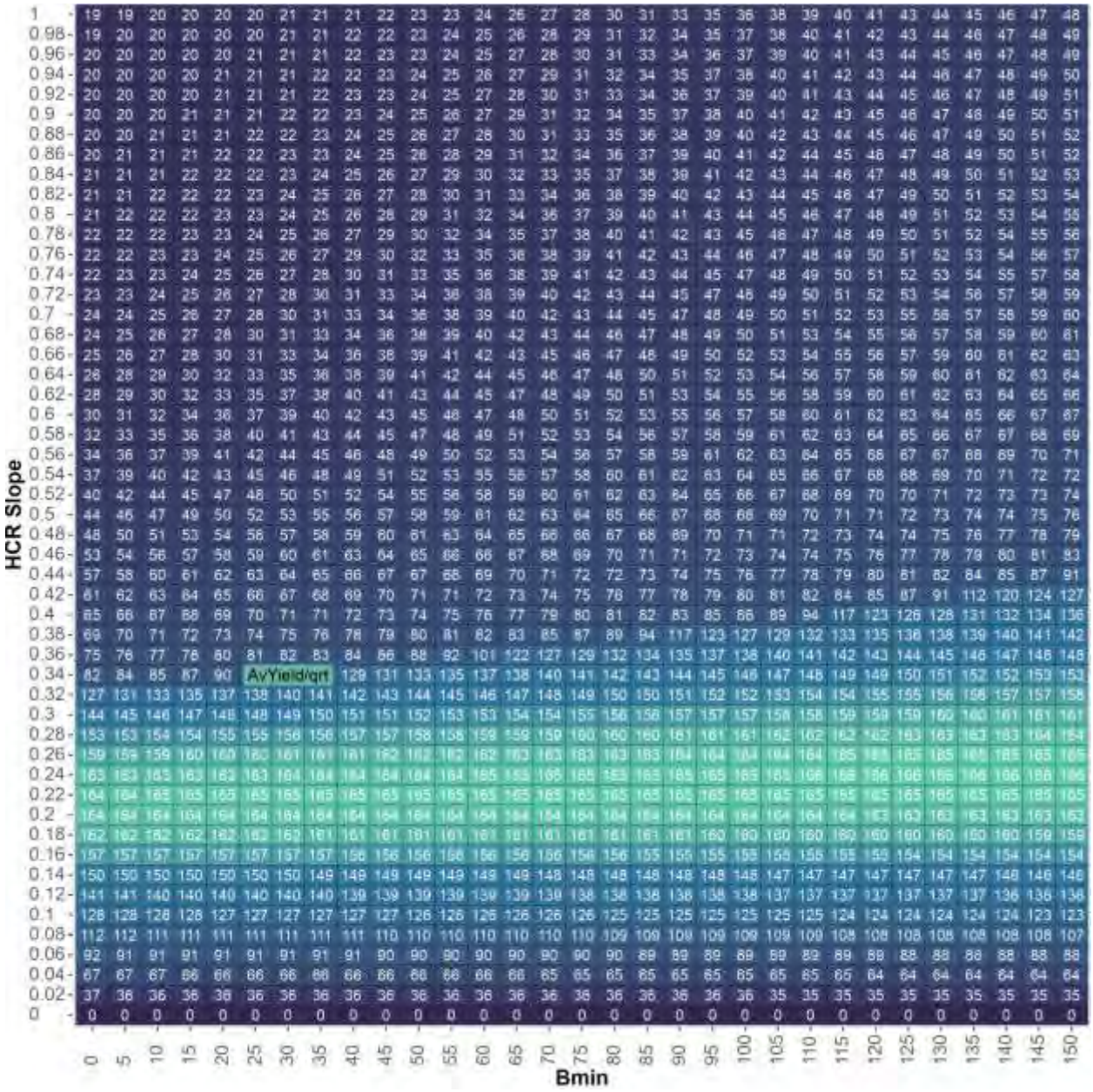


Figura A6.7. Rendimiento promedio de las capturas a largo plazo (t/trimestre) para diferentes combinaciones de los parámetros de la regla de control lineal, B_{min} y H_{slope} para el modelo operativo (MO1), bajo el supuesto de reclutamiento futuro usando anomalías históricas. Áreas más claras indican mayor rendimiento. Note que ciertas áreas presentar similares rendimientos con diferentes combinaciones de B_{min} y H_{slope}.

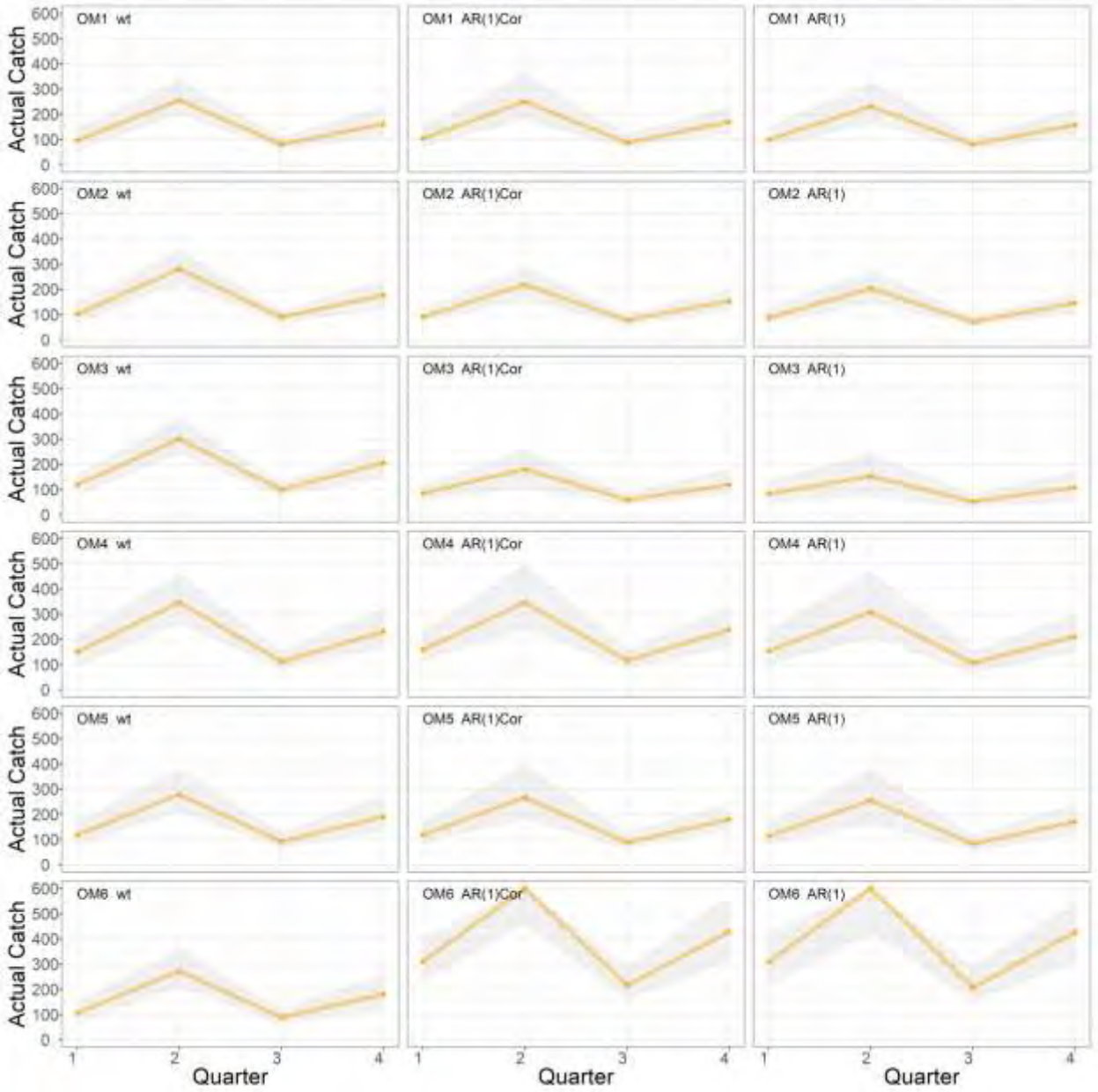


Figura A6.8. Mediana de los rendimientos de las capturas a largo plazo (línea) agrupando las simulaciones por trimestre cuando se empleó la función de utilidad neutral al riesgo para los seis modelos operativos (MO) y escenarios de reclutamiento. El área gris corresponde al quantiles 0.25 y 0.75 de la distribución. Ver **Figura A6.1** para detalles escenarios de reclutamientos.

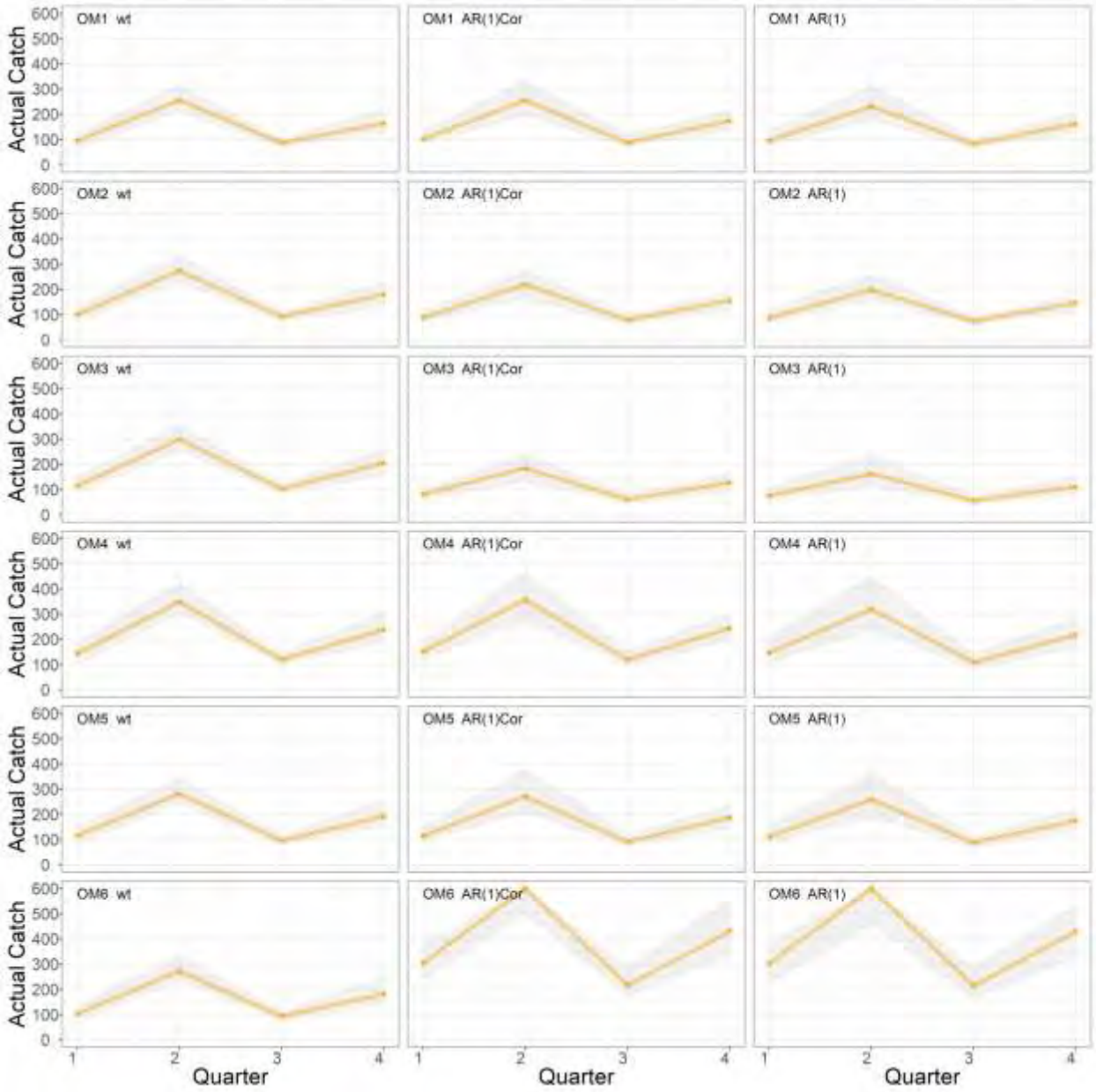


Figura A6.9. Mediana de los rendimientos de las capturas a largo plazo (línea) agrupando las simulaciones por trimestre cuando se empleó la función de utilidad riesgo-adverso para los seis modelos operativos (MO) y escenarios de reclutamiento. El área gris corresponde al quantiles 0.25 y 0.75 de la distribución. Ver **Figura A6.1** para detalles escenarios de reclutamientos.

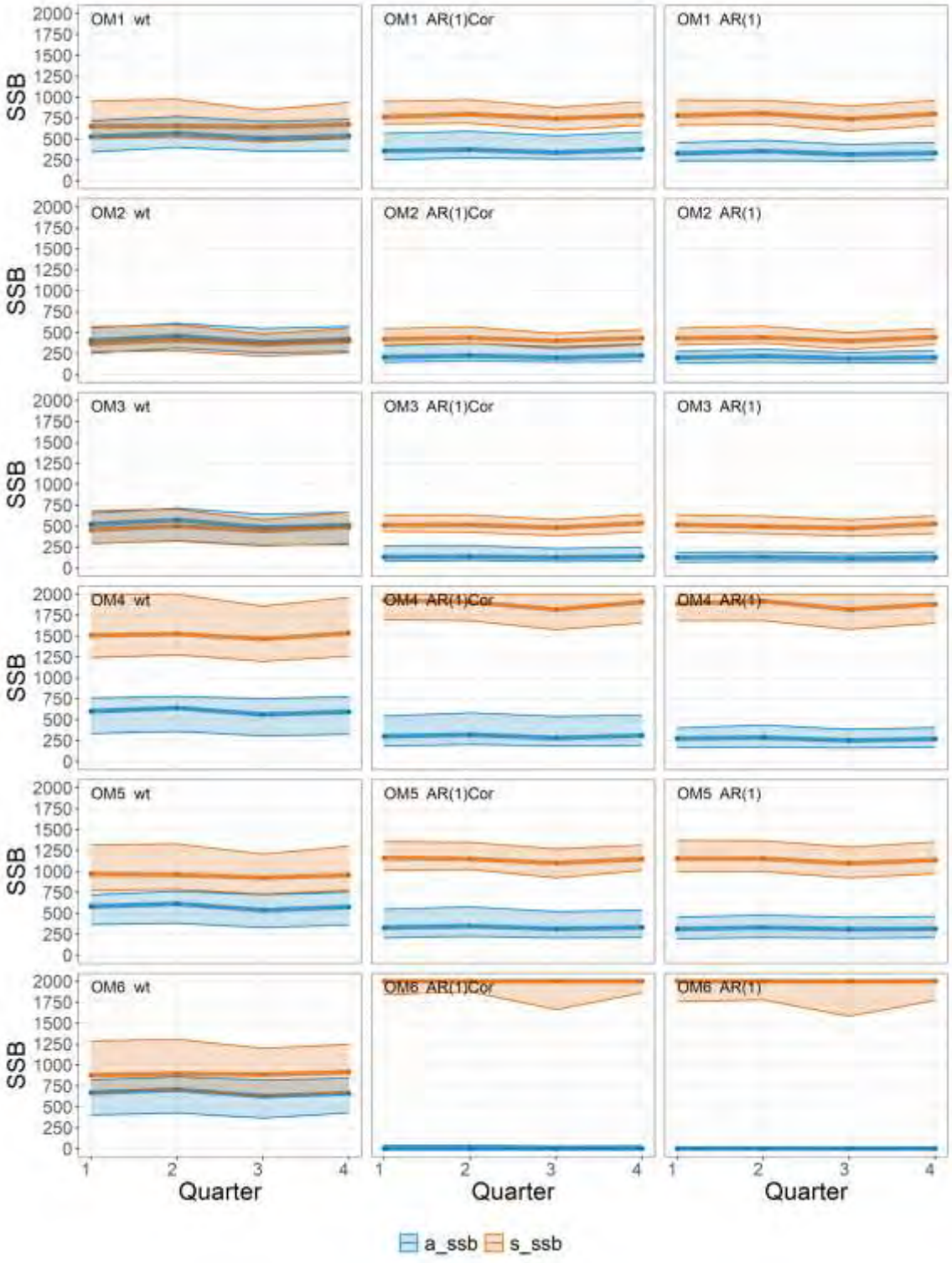


Figura A6.10. Mediana de la biomasa desovante (SSB) a largo plazo (línea) agrupando las simulaciones por trimestre cuando se empleó la función de utilidad neutral al riesgo para los seis modelos operativos (MO) y escenarios de reclutamiento. El área gris corresponde al quantiles 0.25 y 0.75 de la distribución. Ver **Figura 1** para detalles escenarios de reclutamientos.

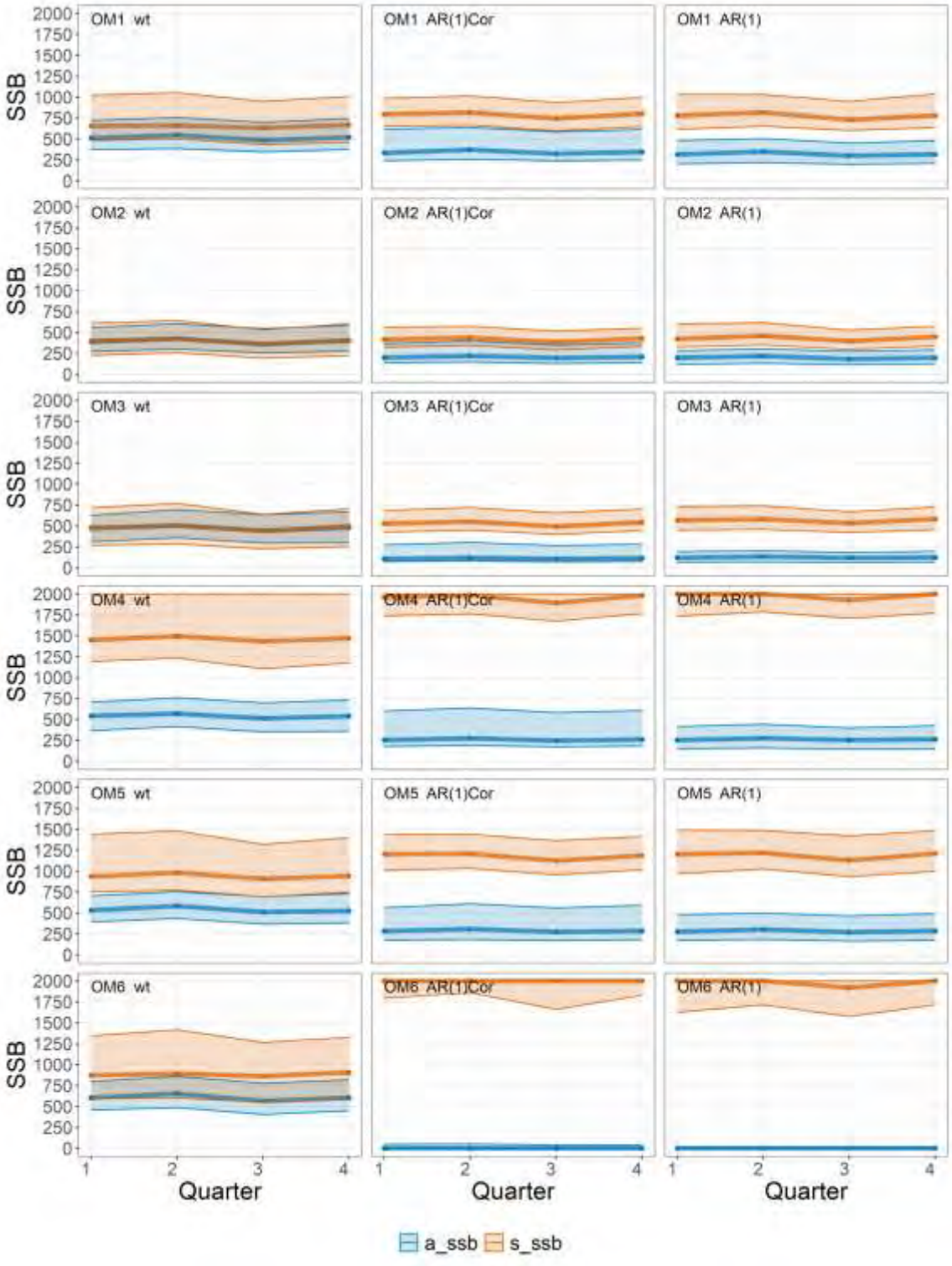


Figura A6.11. Mediana de la biomasa desovante (SSB) a largo plazo (línea) agrupando las simulaciones por trimestre cuando se empleó la función de utilidad riesgo-adversa para los seis modelos operativos (MO) y escenarios de reclutamiento. El área gris corresponde al quantiles 0.25 y 0.75 de la distribución. Ver **Figura A6.1** para detalles escenarios de reclutamientos.

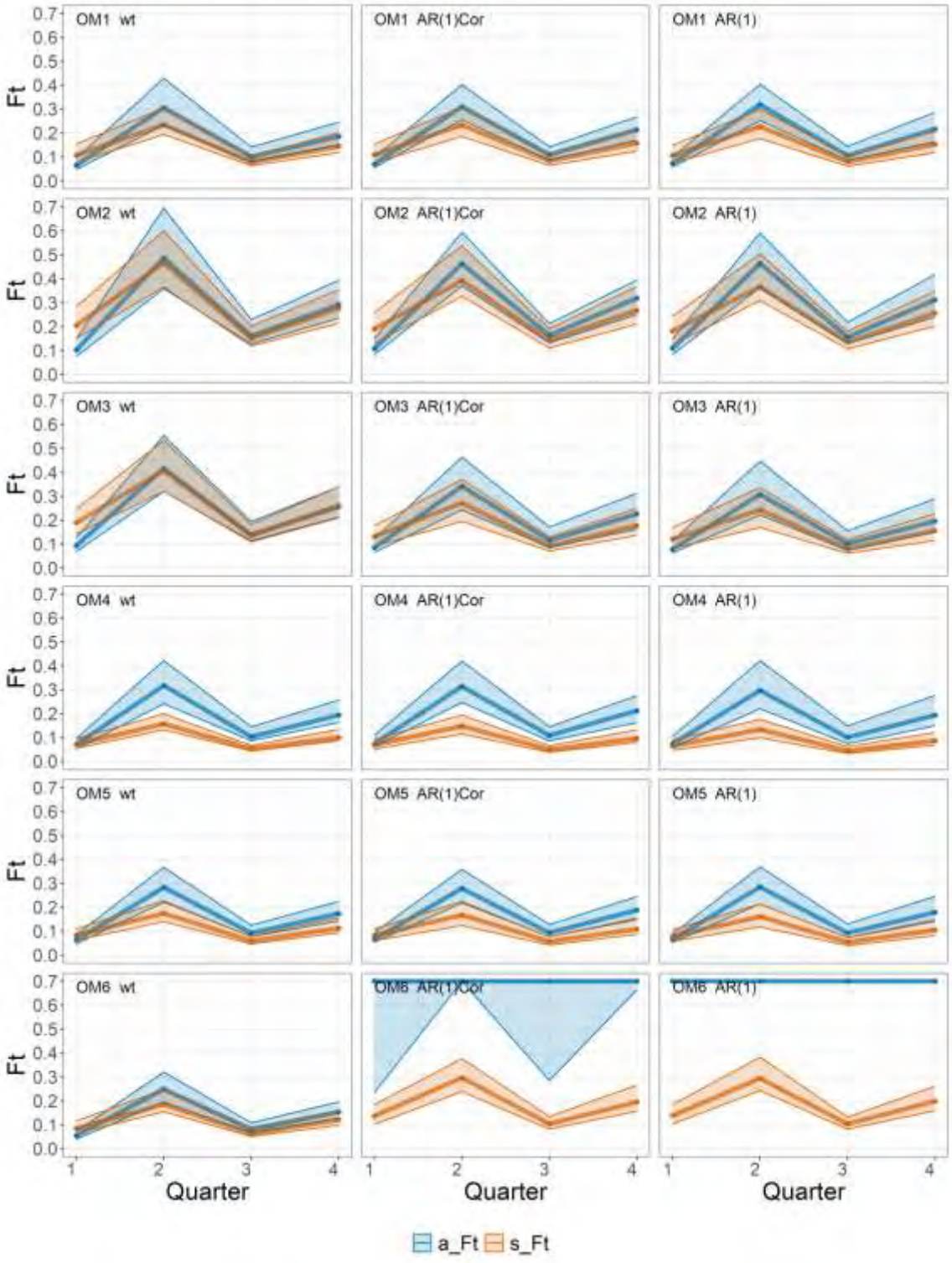


Figura A6.12. Mediana de la mortalidad por pesca (F) a largo plazo (línea) agrupando las simulaciones por trimestre cuando se empleó la función de utilidad riesgo-adversa para los seis modelos operativos (MO) y escenarios de reclutamiento. El área gris corresponde al quantiles 0.25 y 0.75 de la distribución. Ver **Figura A6.1** para detalles escenarios de reclutamientos.

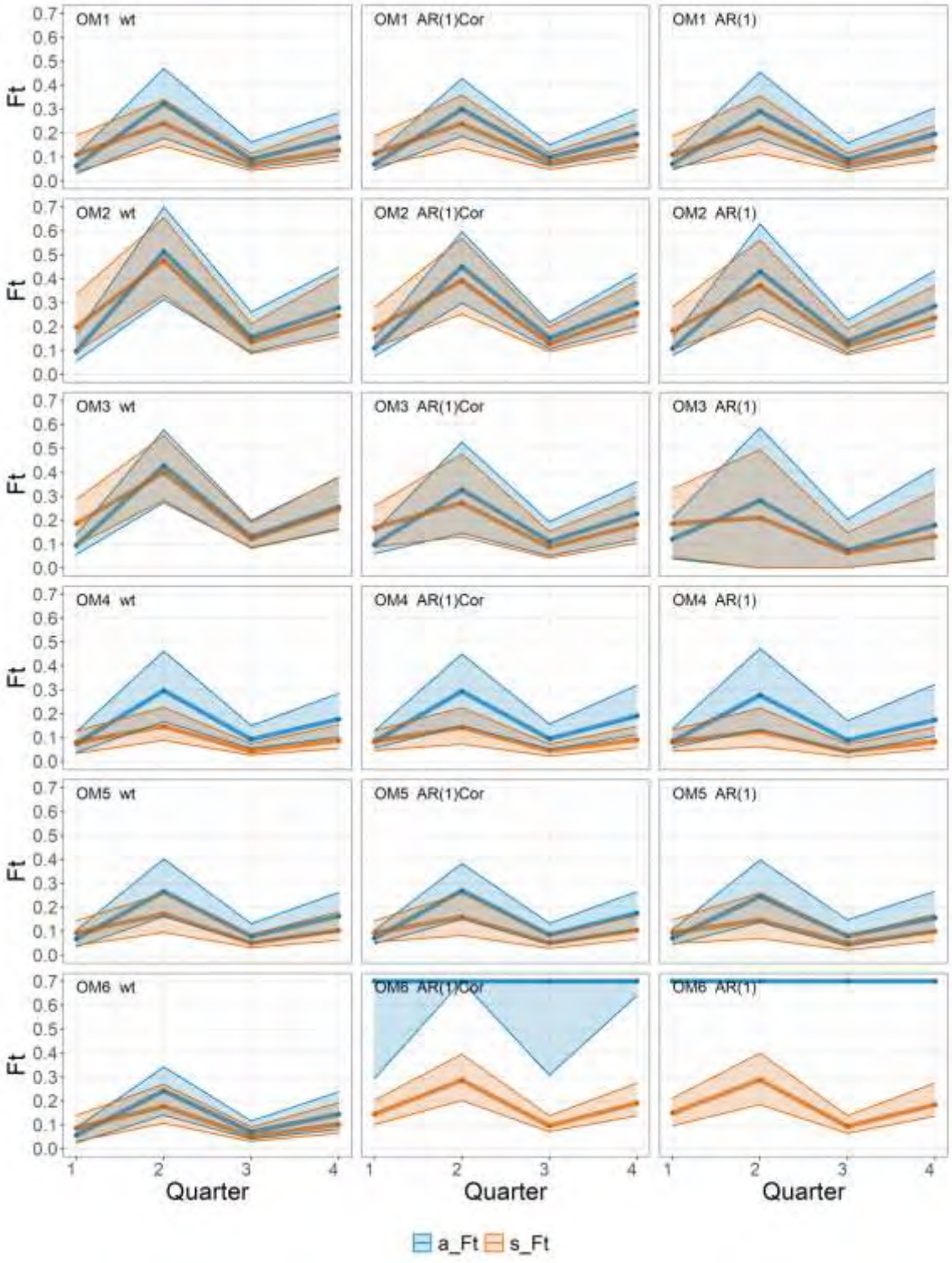


Figura A6.13. Mediana de la mortalidad por pesca (F) a largo plazo (línea) agrupando las simulaciones por trimestre cuando se empleó la función de utilidad neutral al riesgo para los seis modelos operativos (MO) y escenarios de reclutamiento. El área gris corresponde al quantiles 0.25 y 0.75 de la distribución. Ver **Figura A6.1** para detalles escenarios de reclutamientos.

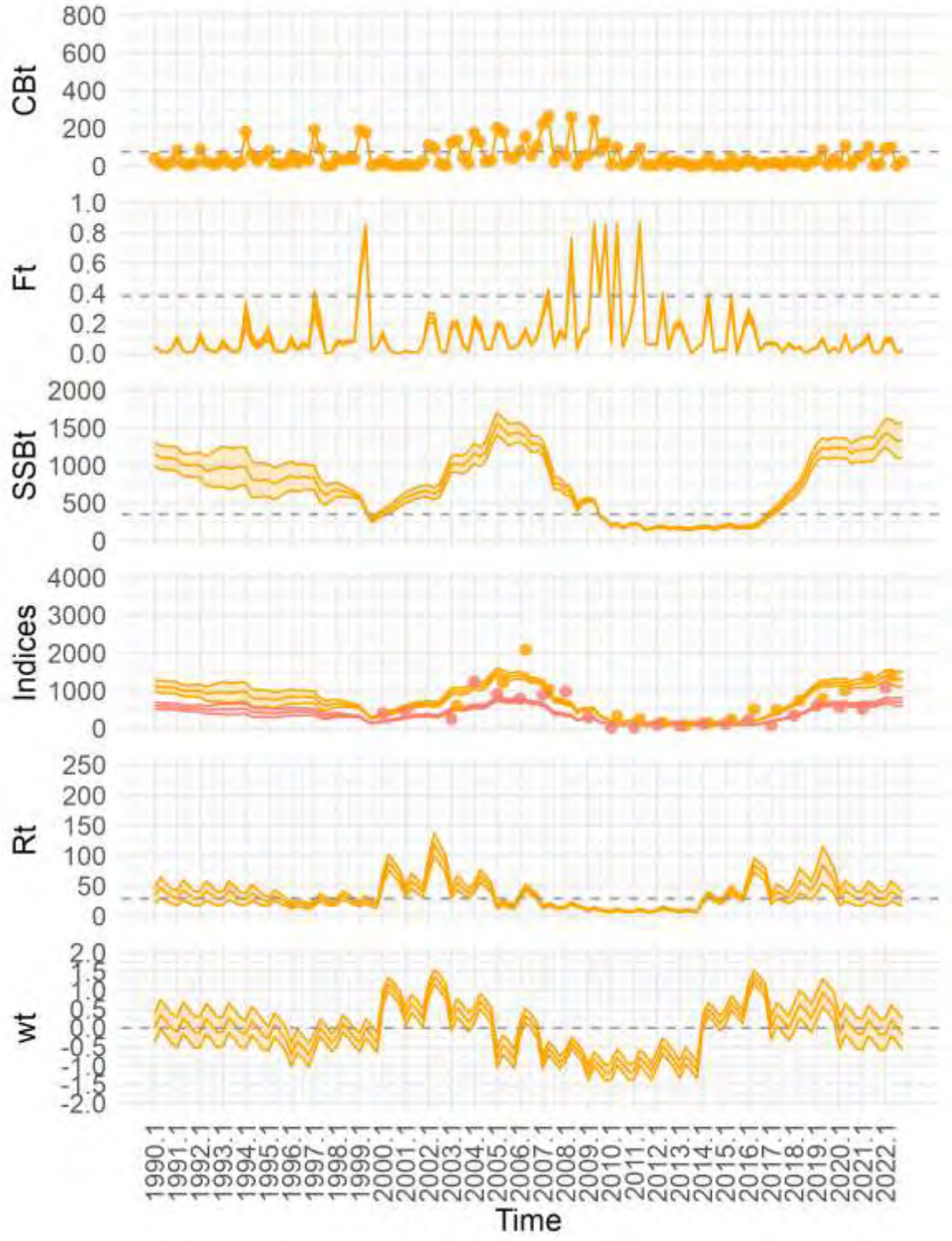


Figura A6.14. Resultados del modelo operativo (MO2) para la anchoveta. Ver leyenda en **Figura A6.1** para detalles.

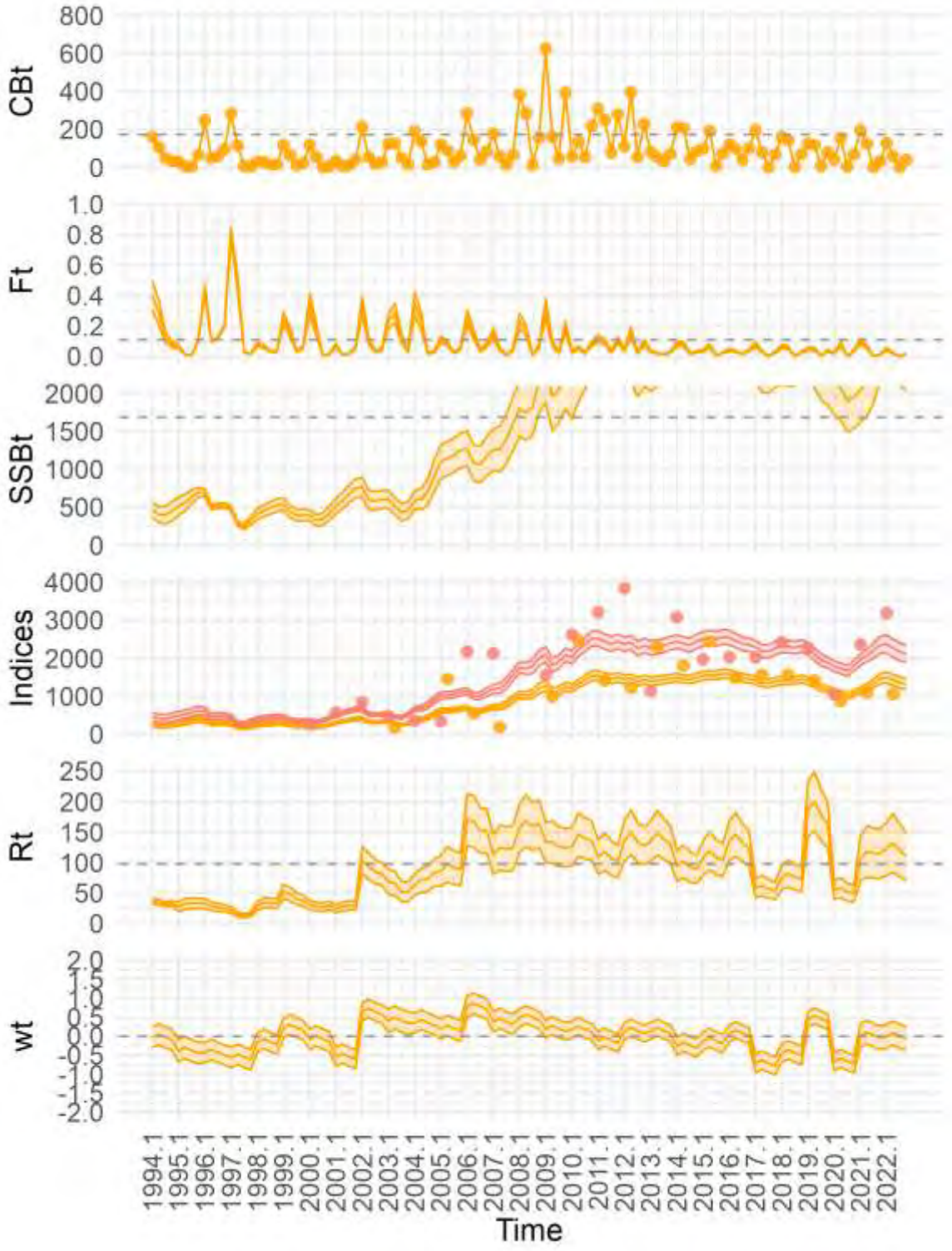


Figura A6.15. Resultados del modelo operativo (MO2) para la sardina común. Ver leyenda en **Figura A6.1** para detalles.

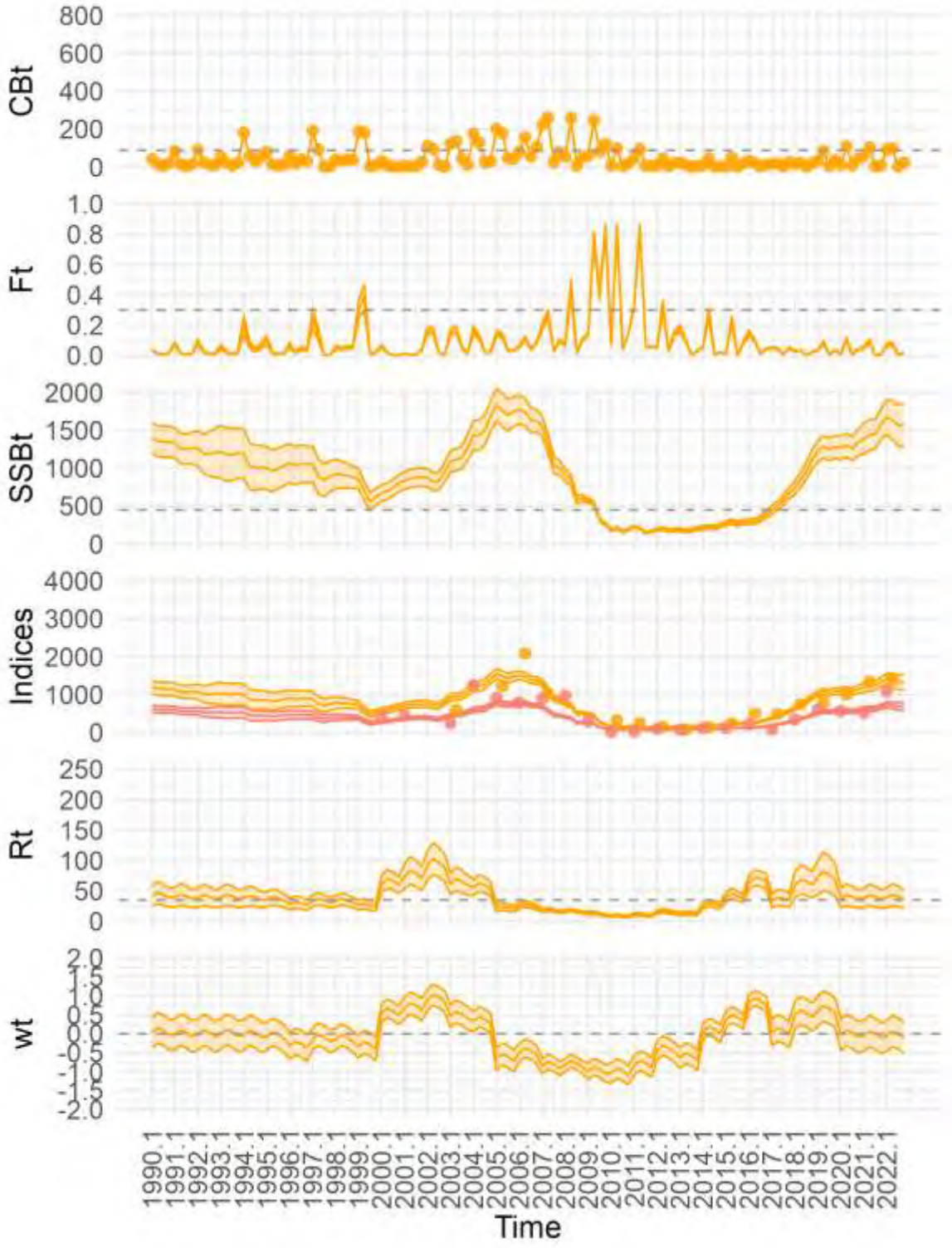


Figura A6.16. Resultados del modelo operativo (MO3) para la anchoveta. Ver leyenda en **Figura A6.1** para detalles.

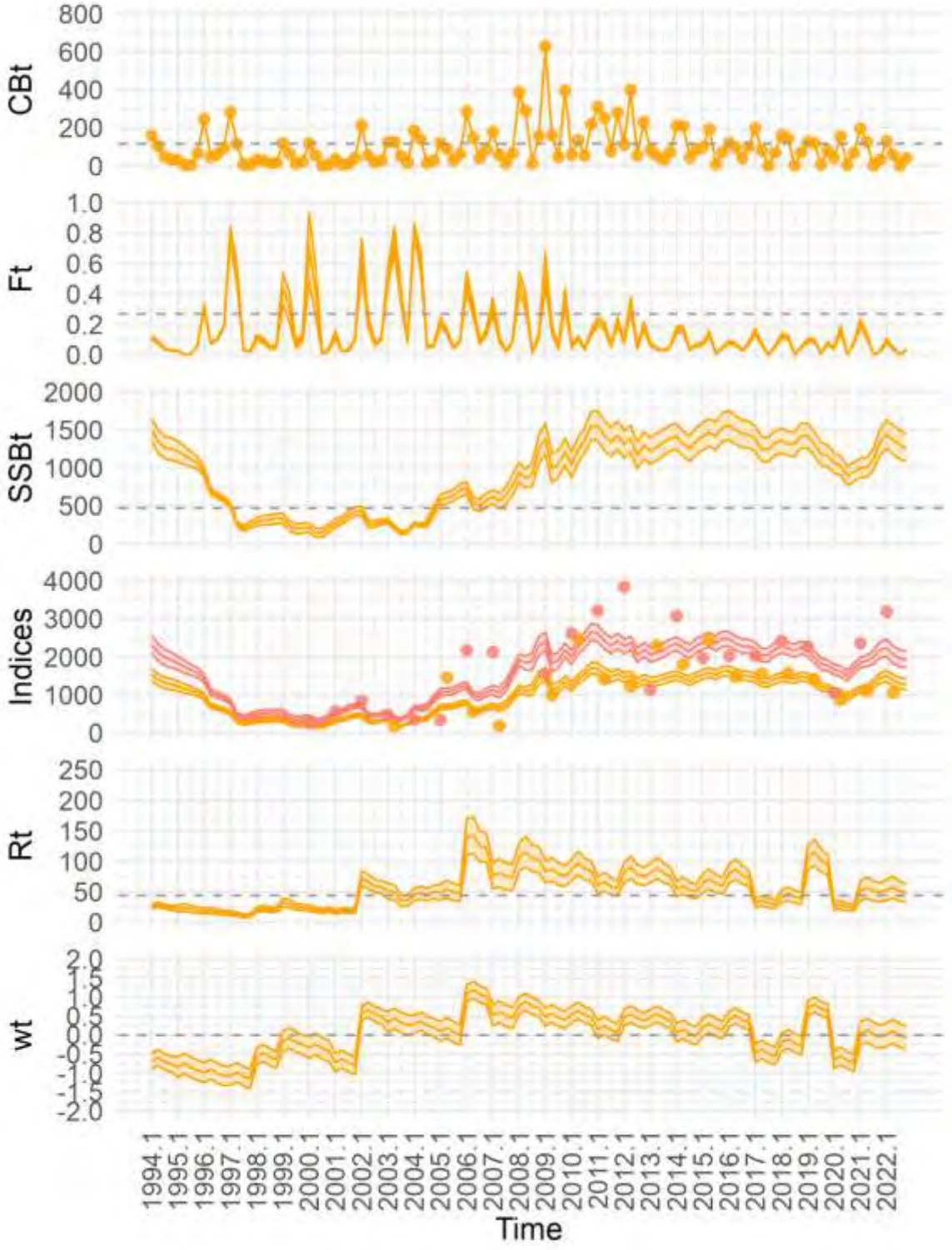


Figura A6.17. Resultados del modelo operativo (MO3) para la sardina común. Ver leyenda en **Figura A6.1** para detalles.

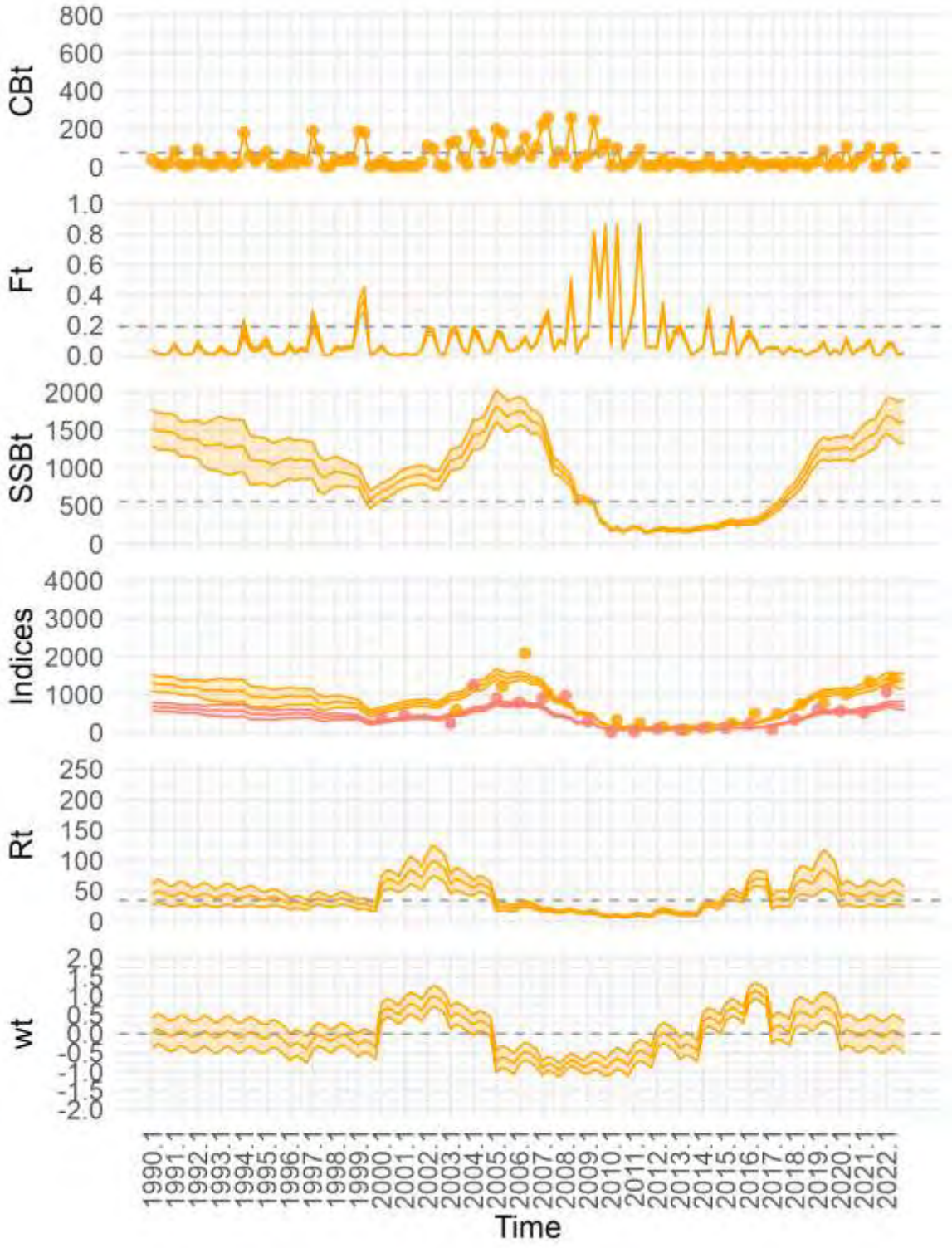


Figura A6.18. Resultados del modelo operativo (MO4) para la anchoveta. Ver leyenda en **Figura A6.1** para detalles.

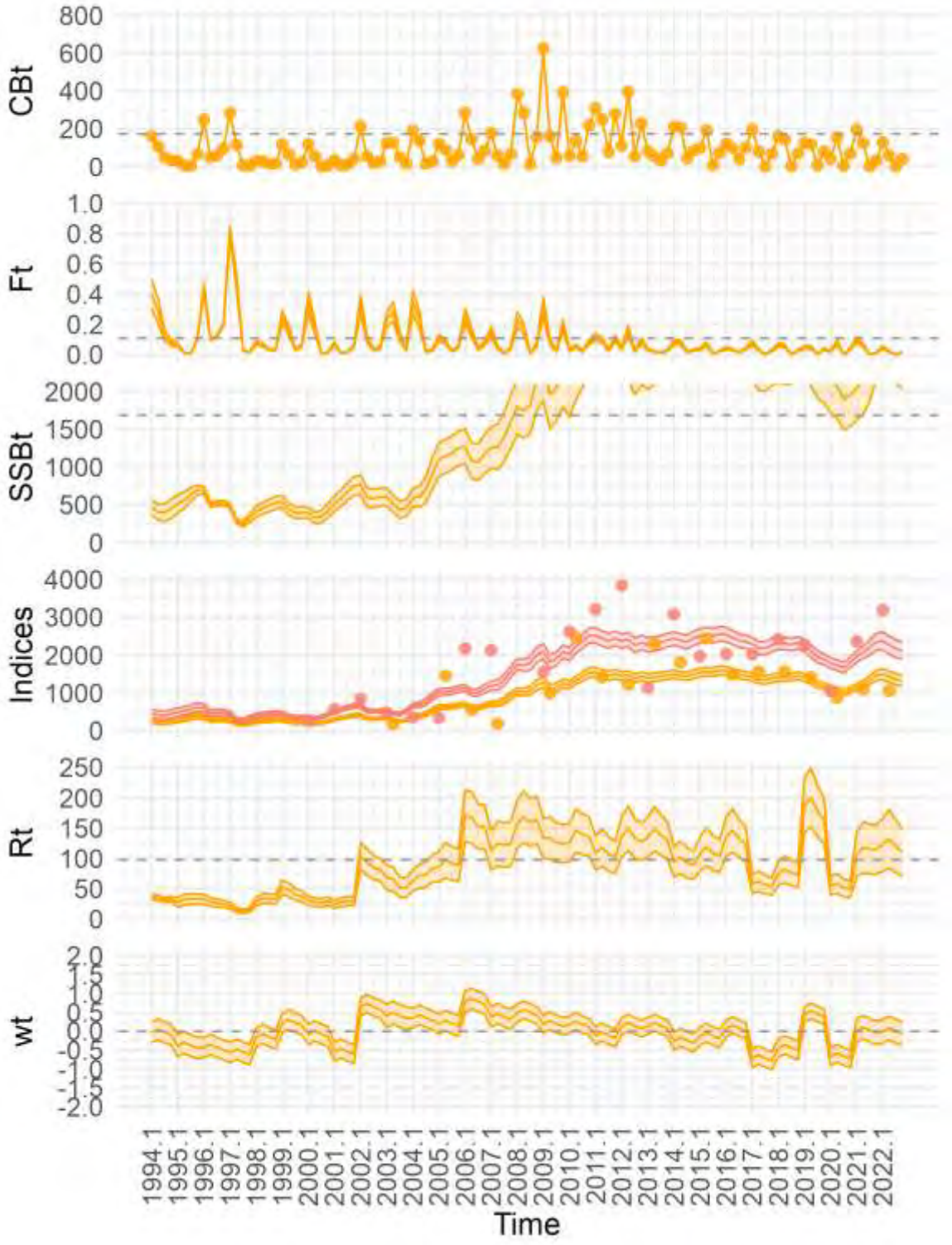


Figura A6.19. Resultados del modelo operativo (MO4) para la sardina común. Ver leyenda en **Figura A6.1** para detalles.

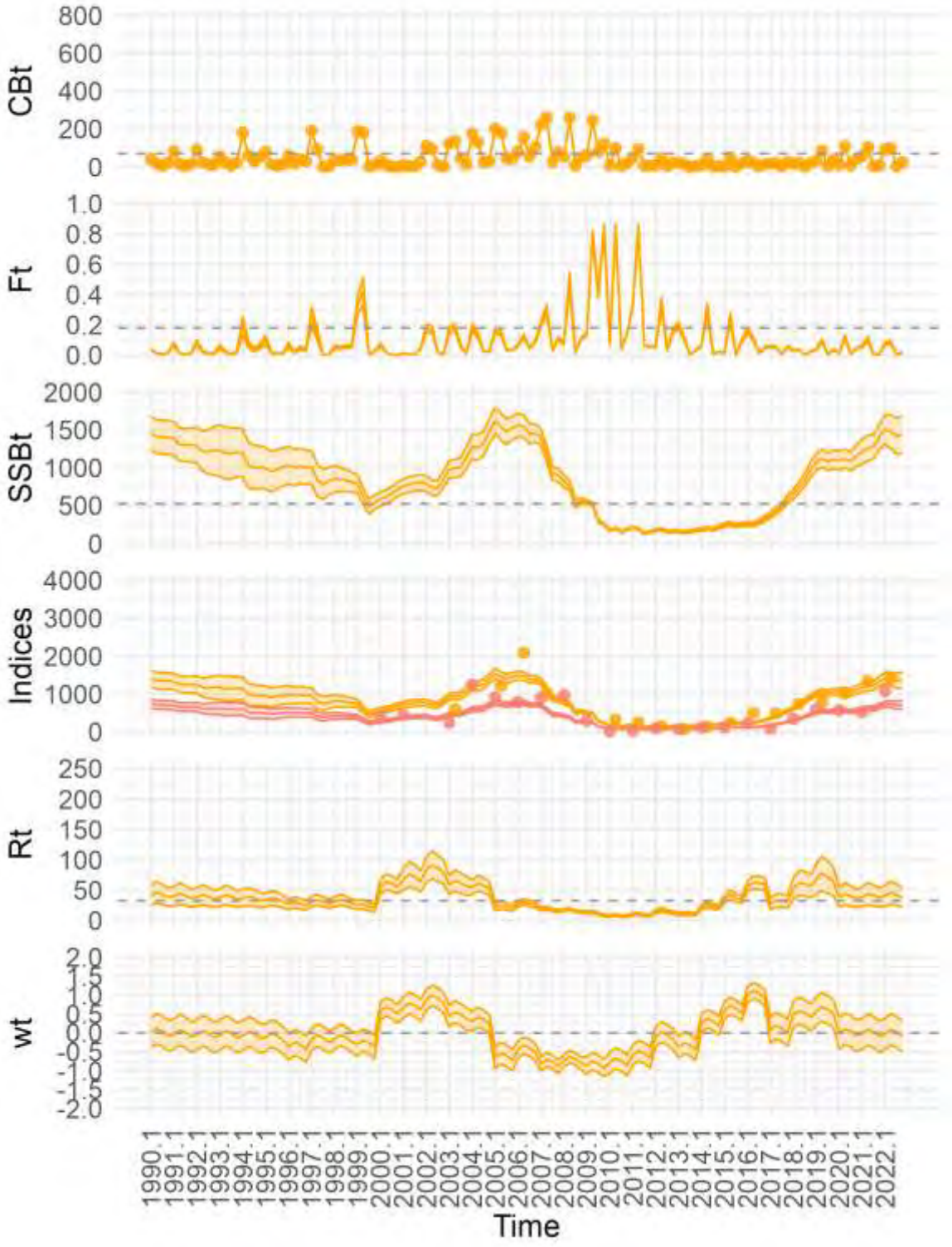


Figura A6.20. Resultados del modelo operativo (MO5) para la anchoveta. Ver leyenda en **Figura A6.1** para detalles.

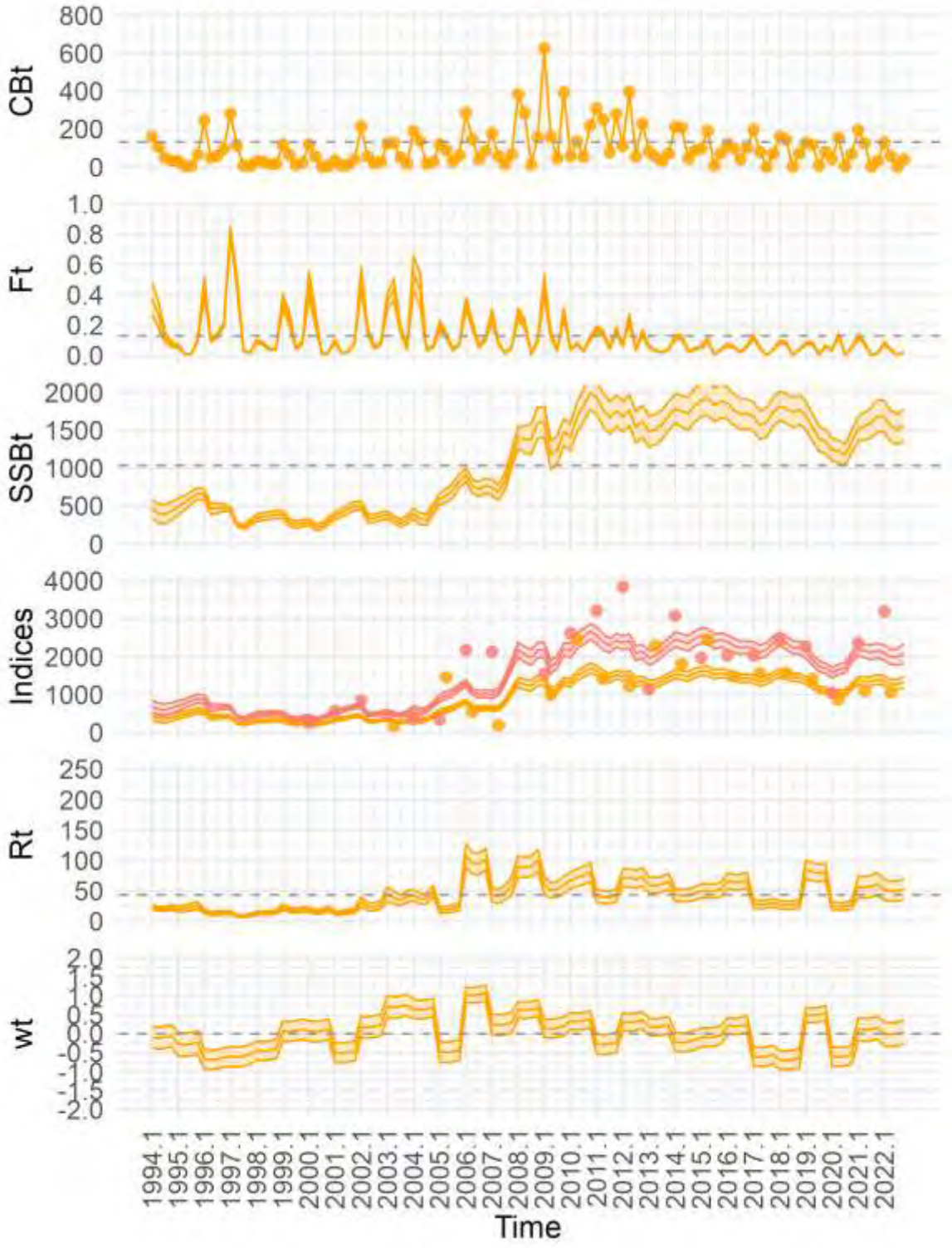


Figura A6.21. Resultados del modelo operativo (MO5) para la sardina común. Ver leyenda en **Figura A6.1** para detalles.

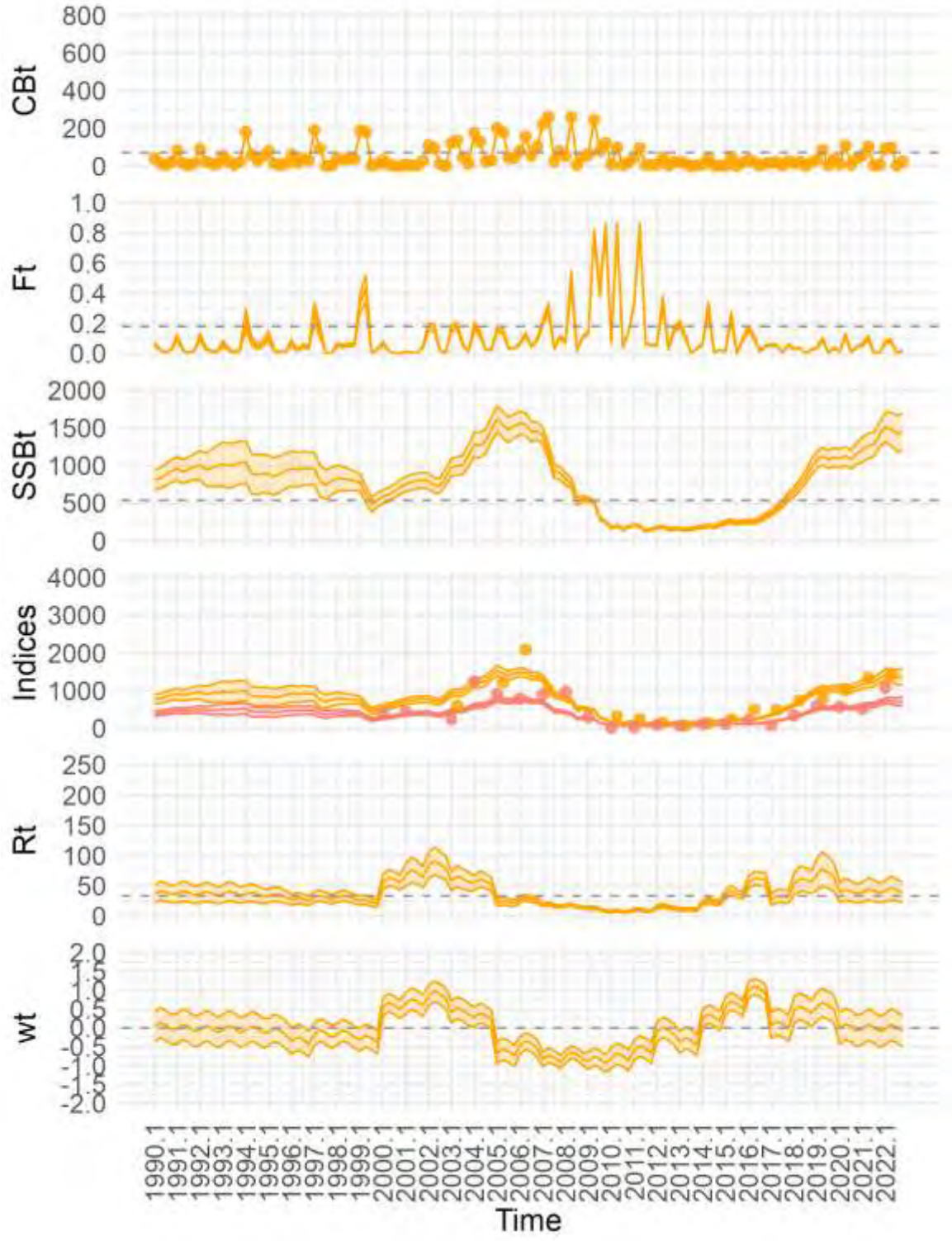


Figura A6.22. Resultados del modelo operativo (MO6) para la anchoveta. Ver leyenda en **Figura A6.1** para detalles.

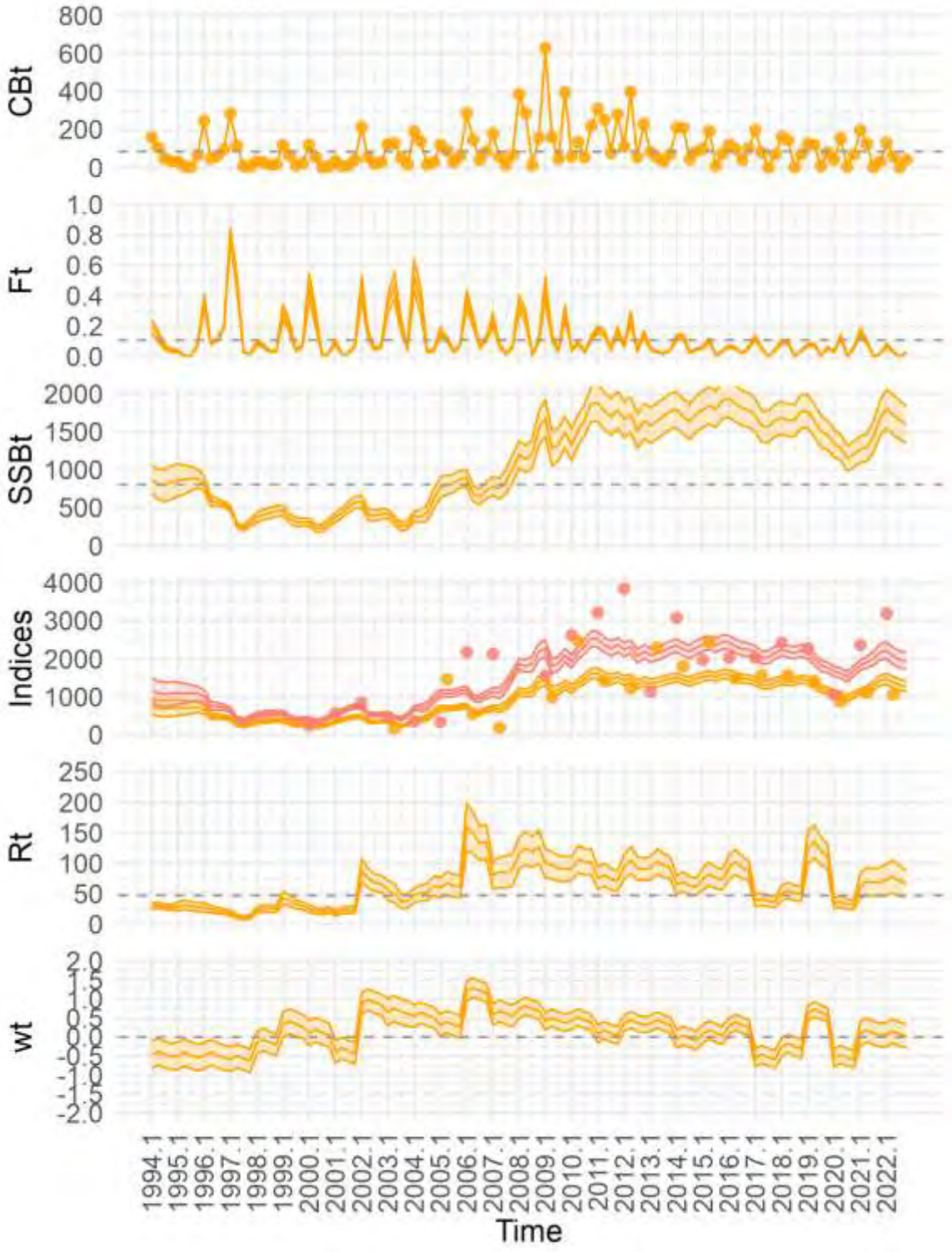


Figura A6.23. Resultados del modelo operativo (MO6) para la sardina común. Ver leyenda en **Figura A6.1** para detalles.

Tabla A6.1. Descripción del modelo operativo para anchoveta y sardina común.

Symbol	Value	Description
Indices		
S	anc; sar	Index for species: anchovy; sardine
t	.25, 0.5, 0.75, 1, 1.5,…,$T_1 - 1$	Quarterly time steps (e.g., a year divided in 4 quarters) until time step before when the management procedure (MP) starts
T_1		Time step when the MP starts (i.e., 2023)
T_2		End year for the MP
y	1990,..,2022	Annual time step from starting year end year in operating model (i.e., $T_1 - 1$)
t_x	0.25	Time step
q	1, 2, 3, 4	Indicator for quarter (e.g., 2023.1,…, 2023.4)
l^s	3,…, 21.5; 3,…, 19.5	Length bins (mm)
g	1, 2, and 3	Index for biomass survey during 1st and 2nd quarter and fishery
Parameters		
$\hat{R}_0^s$	39.03; 38.01	Unfished recruitment (quarterly)
SSB_0^s	1260.9; 457.13	Unfished (quarterly) spawning stock biomass
$\hat{F}_{init}^s$	0; 0.23	Initial fishing mortality
$\hat{l}_0^s$	3.24; 3.25	Mean length at recruitment
$\hat{\sigma}_{l_0}^s$	0.056; 0.057	Standard deviation (SD) for mean length at recruitment
M^s	0.22; 0.25	Instantaneous natural mortality (quarterly)
$\hat{\kappa}^s$	5.00; 1.6	Compensation ratio
$\widehat{\omega}_y^s$		Estimated annual recruitment deviations at year y
$\widehat{\omega}_q^s$		Estimated quarterly effect for recruitment deviations
$\hat{l}_{50}^{s,g}$	10.9, 10.15, 11.31; 5.06, 7.34, 8.91	Length-at-50% vulnerability (mm)
$\hat{l}_{shp}^{s,g}$	14.61, 13.71, 13.03; 8, 9.4, 10.39	Shape parameter for length-at-vulnerability (mm)
$\hat{Q}^{s,g}$	0.58, 1.03; 1.26, 0.89	Catchability coefficient
$\widehat{\tau_I}^{s,g}$	0.66, 0.37; 0.52, 0.44	Estimated standard deviation for survey indices
H_{slp}		Slope of the HCR

Tabla A6.1. Continuación.

Symbol	Value	Description
B_{min}		Minimum biomass for HCR
b^{hcr}	0.6	HCR parameter for the risk averse utility function
L_{∞}^{s}	20.8; 18.1	Mean asymptotic length (mm)
K^{s}	0.113; 0.125	Brody growth parameter (mm year^{-1})
σ_{G}^{s}	0.1; 0.2	Standard deviation (SD) for individual growth
Data		
σ_{R}^{s}	0.4; 0.3	SD of the recruitment variation
σ_{g}^{s}	0.1, 0.1; 0.1, 0.1	Standard deviation SD for survey biomass indices
m^{s}		Maturity proportion at length
w^{s}		Weight at length (g)
$I_{t}^{s,g}$		
Y_{t}^{s}		
$C_{t,l}^{s,g}$		
$\boldsymbol{I}$		Identity matrix
$\boldsymbol{T}^{s}$		Transition matrix
K_{w}	0.7	Kalman weight
F_{max}	0.95	Maximum fishing mortality rate
w_{k}^{s}	8; 8	Weight at recruitment (g)
$\bar{h}^{s}$	0.9; 0.9	Prior mean for steepness
$\sigma_{\bar{h}}^{s}$	0.25; 0.25	Prior standard deviation of steepness
$\bar{Q}^{s,g}$	1, 1; 1, 1	Prior mean for *Q*
$\sigma_{\bar{Q}}^{s,g}$	0.1, 0.1; 0.1, 0.1	Prior standard deviation for *Q*
σ_{Y}^{s}	0.01; 0.01	Standard deviation for catch biomass
ρ^{g}	0.6, 0.6; 0.6,0.6	Autocorrelation parameter for simulated survey indices
$n_{c}^{s,g}$	50, 50, 2.5; 50, 50, 2.5	Effective sample size for multinomial likelihoods
u^{max}	0.6	Maximum harvest rate for the smooth function
$n_{\in g}^{s}$	22, 17; 23, 18	Number of year with length composition
dev	0.05	Parameter for the Smooth function
Derived variables		
$\hat{h}^{s}$	0.56; 0.29	Steepness
φ^{s}		Proportion of recruitment at length

Tabla A6.1. Continuación.

Symbol	Value	Description
$\boldsymbol{S}_0^s$		Diagonal matrix with initial survival
S^s		Survival at length after fishing and natural mortality
ϕ_0^s		Unfished equilibrium spawning biomass per recruit
α^s		Beverton–Holt recruitment
β^s		Beverton–Holt recruitment
F_t^s		Fishing mortality rate
$\widehat{\omega}_t^s$		Estimated recruitment deviates in time t
$\overline{\omega}_t^s$		Average recruitment deviates in time t
TAC_t^s		TAC for species s
$\hat{b}_t^{tot}$		Total simulated stock assessment biomass
ε_t^g		AR(1) errors for simulated survey indices

Tabla A6.2. Descripción del modelo operativo para anchoveta y sardina común.

Description	Equations
(A1) Initial abundance	$R_{init}^s = n_0^s \hat{R}_0^s t_x$
(A2) Unfished numbers per recruit	$n_0^s = \varphi^s(\boldsymbol{I} - \boldsymbol{T}^s \boldsymbol{S}_0^s)^{-1}$ $\varphi^s = N{\sim}\left(\hat{l}_0^s, \left(\hat{\sigma}_{l_0}^s\right)^2\right)$ $\underset{l=t}{\boldsymbol{S}_0^s} = e^{-M^s - F_{init}^s v_l^{s,g_3}}, l \neq t \to 0$
(A3) Abundance population dynamics	$N_t^s = \begin{cases} R_{init}^s & t = 1 \\ \boldsymbol{T}^s S^s N_{t-1}^s + \varphi^s R_{t-4}^s & t > 1 \end{cases}$
(A4) Recruitment and stock-recruit parameters	$R_t^s = \dfrac{\alpha^s SB_t^s}{1 + \beta^s SB_t^s} e_t^{\widehat{\omega}_t^s - 0.5(\sigma_R^s)^2}$ $\alpha^s = \hat{\kappa}^s / \phi_0^s$ $\beta^s = (\hat{\kappa}^s - 1)/(SSB_0^s)$ $\widehat{\omega}_t^s = \widehat{\omega}_y^s + \widehat{\omega}_q^s$
(A5) Unfished spawning stock biomass	$SSB_0^s = \hat{R}_0^s \phi_0^s$ $\phi_0^s = \sum_l^L n_0^s m^s w^s$

Tabla A6.2. Continuación.

Description	Equations
(A6) Spawning stock biomass	$SB_t^s = \sum_l^L N_t^s \, m^s w^s$
(A7) Vulnerable biomass	$VB_t^{s,g} = \sum_l^L N_t^s \, v_l^{s,g} w^s$
(A8) Vulnerability at length	$v_l^{s,g} = 1/\left(1 + e^{-[l - l_{50}^{s,g}]/\left\{\left[l_{shp}^{s,g} - l_{50}^{s,g}\right]/log(19)\right\}}\right)$
(A9) Simulated survey biomass indices ($t \geq T_1$)	$I_t''^{s,g} = \hat{Q}^{s,g} VB_t^{s,g} e^{\left[\varepsilon_t^g \hat{\tau}^{s,g} - 0.5(\hat{\tau}^{s,g})^2\right]}$ $\varepsilon_t'^g \sim N(0,1)$ $\varepsilon_t^g = \varepsilon_{t-1}^g \rho^g + \varepsilon_t'^g$
(A10) Simulated stock biomass from a delay-difference model (DDM) population dynamic model ($t \geq T_1$)	$b_{DD_t}^s = e^{-M^s}\left(VB_{t-1}^{s,g_3} e^{-F_{t-1}^s}\right) + w_k^s \hat{R}_0^s e^{\bar{\omega}_t^s - 0.5(\sigma_R^s)^2}$ $\bar{\omega}_t^s = \frac{1}{3}\sum \omega_{t-4}^s + \omega_{t-8}^s + \omega_{t-12}^s$
(A11) Simulated stock assessment biomass (shortcut) ($t \geq T_1$)	$\hat{b}_t^s = \begin{cases} I_t''^{s,g_1} K_w + (1 - K_w) b_{DD_t}^s, & q = 1 \\ I_t''^{s,g_2} K_w + (1 - K_w) b_{DD_t}^s, & q = 2,3,4 \end{cases}$ $\hat{b}_t^{tot} = \hat{b}_t^{anc} + \hat{b}_t^{sar}$ $0 < K_w < 1$
(A12) Harvest control rule and TAC that includes recruitment and spawning closures ($t \geq T_1$)	$TAC_t = \begin{cases} max\left(0, H_{slp}\left[\hat{b}_t^{tot} - B_{min}\right]\right)^{1}/_{3} & q = 1 \\ max\left(0, H_{slp}\left[\hat{b}_t^{tot} - B_{min}\right]\right) & q = 2 \\ max\left(0, H_{slp}\left[\hat{b}_t^{tot} - B_{min}\right]\right)^{1}/_{3} & q = 3 \\ max\left(0, H_{slp}\left[\hat{b}_t^{tot} - B_{min}\right]\right)^{2}/_{3} & q = 4 \end{cases}$ $TAC_t^s = \begin{cases} \hat{b}_t^{s,g_1}/\hat{b}_t^{tot} TAC_t \ , & q = 1 \\ \hat{b}_t^{s,g_2}/\hat{b}_t^{tot} TAC_t \ , & q = 2,3,4 \end{cases}$
(A13) Fishing mortality ($t \geq T_1$)	$u_t^s = TAC_t^s / VB_t^{s,g_3}$ $F_t^s = min\left(F_{max}, u_t^s / e^{-M^s/2}\right)$
(A14) Actual catch biomass ($t \geq T_1$)	$actC_t^s = \left(1 - e^{-F_t^s}\right) Vb_t^{s,g_3} e^{-M^s/2}$ $actC_t^{tot} = actC_t^{anc} + actC_t^{sar}$
(A15) Utility functions ($t \geq T_1$)	$U_{neutral} = \sum_t^{T_2} actC_t^{tot}$ $U_{averse} = \sum_t^{T_2} (actC_t^{tot} actC_t^{tot})^{b^{hcr}}$

Tabla A6.3. Descripción del modelo estadístico talla-estructurado del modelo operativo para anchoveta y sardina común.

Operating model	
(A17) Parameter estimated	$\Theta^s = \begin{pmatrix} \hat{R}_0^s, \hat{\kappa}^s, \hat{F}_{init}^S, \{\widehat{\omega}_q^s\}_{q=1}^4, \{\widehat{\omega}_y^s\}_{y=1}^{T_1-1}, \{\hat{l}_{50}^{s,g}\}_{g=1,2,3'} \\ \{\hat{l}_{shp}^{s,g}\}_{g=1,2,3}, \{\hat{Q}^{s,g}\}_{g=1,2}, \{\widehat{\tau_I}^{s,g}\}_{g=1,2} \end{pmatrix}$
(A18) Fishing and total mortality	$u_t^s = Y_t^s / \sum_l^L N_t w^s m^s e^{-M^s/2}$ $tmp = ln\left(e^{u^{max}/dev} + 1\right) - dev \ln\left(e^{-(u_t^s - u^{max})/dev} + 1\right)$ $F_t^s = -ln(1 - tmp)$ $Ftot_t^s = F_t^s v_l^{s,g_3}$ $Z_t^s = Ftot_t^s + M^s$
(A19) Predicted catch at length for the fishery	$C_{t,l}^{\prime s,g_3} = N_{t,l}^s Ftot_{t,l}^s \left(1 - e^{-Z_l^s}\right)/Z_l^s$ $C_{t,l}^{\prime\prime s,g_3} = C_{t,l}^{\prime s,g_3} / \sum_l^L C_{t,l}^{\prime s,g_3}$
(A20) Predicted catch at length for surveys	$C_{t,l}^{\prime s,g} = N_{t,l}^s v_l^{s,g} \qquad g = 1,2$ $C_{t,l}^{\prime\prime s,g} = C_{t,l}^{\prime s,g} / \sum_l^L C_{t,l}^{\prime s,g}$
(A21) Observed catch at length proportions for survey indices	$C_{t,l}^{s,g} = C_{t,l}^{s,g} / \sum_l^L C_{t,l}^{s,g} \qquad g = 1,2$
(A22) Predicted catch biomass	$Y_t^{\prime s} = \sum_l^L C_{t,l}^{\prime s,g_3} w_l^s$
(A23) Predicted biomass for survey indices	$I_t^{\prime s,g} = \hat{Q}^{s,g} \sum_l^L VB_{t,l}^{s,g}$
(A24) Residuals for catch biomass	$\eta_t^s = ln(Y_t^s) - ln(Y_t^{\prime s})$
(A25) Residuals for biomass survey indices	$\xi_t^{s,g} = ln\left(I_t^{s,g}\right) - ln\left(I_t^{\prime s,g}\right) \qquad g = 1,2$
(A26) Standard deviation for survey indices	$\widehat{\tau_I}^{s,g} = \sqrt{\frac{1}{n_{\in g}^s - 2} \sum_{t \in g} \xi_t^{s,g}} \qquad g = 1,2$
(A27) Catchability coefficient for survey indices	$z_t^{s,g} = ln\left(I_t^{s,g} / VB_t^{s,g}\right) \qquad g = 1,2$ $lnQ^{s,g} = \frac{1}{n_{\in g}^s} \sum_{t \in g} z_t^{s,g}$ $\hat{Q}^{s,g} = e^{lnQ^{s,g}}$
(A28) Log-likelihood for catch at length compositions	$\mathcal{L}_c^{s,g} = n_c^{s,g} \sum_t^{T_1-1} \sum_l^L C_{t,l}^{s,g} ln\left(C_{t,l}^{\prime\prime s,g}\right) \qquad g = 1,2,3$

Tabla A6.3. Continuación.

Operating model	
(A29) Log-likelihood for survey indices	$\mathcal{L}_I^{s,g} = \frac{\sum_t^{T_1-1}\left(\xi_t^{s,g}\right)^2}{2\left(\sigma_I^{s,g}\right)^2} \quad g = 1,2$
(A30) Log-likelihood for catch biomass	$\mathcal{L}_Y^s = \frac{\sum_t^{T_1-1}(\eta_t^s)^2}{2(\sigma_Y^s)^2}$
(A31) Prior for recruitment deviates	$p_\omega^s = \frac{\sum_y^{T_1-1}\sum_q\left(\widehat{\omega}_q^s\right)^2 + \left(\widehat{\omega}_y^s\right)^2}{2(\sigma_R^s)^2}$
(A32) Prior for catchability coefficient	$p_Q^s = \frac{\left(\hat{Q}^{s,g} - \bar{Q}^{s,g}\right)^2}{2\left(\sigma_Q^{s,g}\right)^2} \qquad g = 1,2$
(A33) Prior for steepness	$p_h^s = \frac{\left(\hat{h}^s - \bar{h}^s\right)^2}{2\left(\sigma_h^s\right)^2}$ $\hat{h}^s = \hat{\kappa}^s/(4+\hat{\kappa}^s)$
(A34) Objective function	$Obj(\Theta^s) = \mathcal{L}_Y^s + \mathcal{L}_c^{s,g} + \mathcal{L}_I^{s,g} + p_\omega^s + p_Q^s + p_h^s \quad g = 1,2$

Tabla A6.4. Parámetros de los modelos operativos (MO1-MO6) para anchoveta (A) y sardina (S).

Parameter	A_OM1	S_OM1	A_OM2	S_OM2	A_OM3	S_OM3	A_OM4	S_OM4	A_OM5	S_OM5	A_OM6	S_OM6
SSB_0	1260.8	457.1	1151.4	1330.1	1401.3	1497.2	1534.3	467.8	1455.0	464.5	810.1	879.5
R_0	39.0	38.0	35.6	50.3	43.2	54.4	47.3	38.5	44.8	26.0	38.8	49.4
κ	5.00	1.60	9.68	9.00	8.46	8.94	4.48	1.20	4.54	1.40	2.91	1.68
l_0	3.24	3.25	3.20	3.25	3.25	3.51	3.22	3.46	3.25	5.46	3.22	3.48
σ_{lo}	0.05	0.06	0.14	0.07	0.05	0.51	0.14	0.48	0.01	2.62	0.14	0.49
F_{init}	0.00	0.23	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.22	0.00	0.22	**0.10**	**0.10**
$l_{50}^{g=3}$	11.31	8.91	11.30	8.77	10.91	8.56	10.93	8.63	10.62	7.95	10.61	8.45
$l_{shp}^{g=3}$	13.03	10.39	13.01	10.23	12.66	10.00	12.69	10.48	12.26	9.56	12.23	10.03
$l_{50}^{g=1}$	10.88	5.08	10.90	5.09	11.05	5.00	11.04	5.14	11.32	0.00	11.32	5.16
$l_{shp}^{g=1}$	14.61	*8.00*	14.64	*8.00*	14.99	*8.00*	14.98	*8.00*	15.42	*8.00*	15.42	*8.00*
$l_{50}^{g=2}$	10.15	7.34	10.16	7.37	9.99	7.47	9.98	7.33	10.06	7.40	10.06	7.44
$l_{shp}^{g=2}$	13.71	9.43	13.74	9.48	13.57	9.57	13.56	9.39	13.69	9.85	13.69	9.55
$Q^{g=1}$	0.59	1.26	0.59	1.36	0.50	1.27	0.50	0.69	0.58	1.07	0.59	1.01
$Q^{g=2}$	1.03	0.89	1.03	0.98	0.88	0.89	0.88	0.45	0.99	0.72	0.99	0.71
$\tau_I^{g=1}$	0.66	0.52	0.66	0.53	0.56	0.47	0.56	0.47	0.57	0.43	0.57	0.48
$\tau_I^{g=2}$	0.37	0.44	0.37	0.44	0.33	0.43	0.33	0.46	0.32	0.45	0.32	0.44
h	0.56	0.29	0.71	0.69	0.68	0.69	0.53	0.23	0.53	0.26	0.42	0.30
F_{MSY}	0.23	0.16	0.38	0.29	0.30	0.27	0.19	0.11	0.18	0.13	0.18	0.11
MSY	66.7	103.6	76.3	106.1	87.5	117.0	75.1	173.7	70.5	132.0	72.3	84.2
SSB_{MSY}	452.1	716.1	355.2	411.5	450.3	472.7	561.34	1686.7	528.2	1038.3	540.2	804.6
R_{MSY}	28.7	49.1	28.9	40.3	34.6	43.8	34.1	97.4	32.3	43.1	33.1	46.8
M	0.88	1.00	0.88	1.00	0.88	1.00	0.88	1.00	0.88	1.00	0.88	1.00
σ_R	0.40	0.30	0.40	0.30	0.40	0.30	0.40	0.30	0.40	0.30	0.40	0.30
σ_G	0.10	0.20	0.10	0.20	0.10	0.20	0.10	0.20	0.10	0.20	0.10	0.20
K	0.11	0.12	0.11	0.12	0.11	0.12	0.11	0.12	0.11	0.12	0.11	0.12
L_∞	20.80	18.10	20.80	18.10	20.80	18.10	20.80	18.10	20.80	18.10	20.80	18.10
$\sigma_I^{g=1}$	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10
$\sigma_I^{g=2}$	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10
σ_Y	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
$n_c^{g=1}$	50.0	50.0	50.0	50.0	**16.6**	**16.6**	**16.6**	**16.6**	**16.6**	**16.6**	**16.6**	**16.6**
$n_c^{g=2}$	50.0	50.0	50.0	50.0	**16.6**	**16.6**	**16.6**	**16.6**	**16.6**	**16.6**	**16.6**	**16.6**
$n_c^{g=3}$	2.50	2.50	2.50	2.50	2.50	2.50	2.50	2.50	2.50	2.50	2.50	2.50
$\bar{h}$	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90
$\sigma_{\bar{h}}$	0.25	0.25	**0.05**	**0.05**	**0.05**	**0.05**	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25
$\bar{Q}^{g=1}$	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
$\sigma_{\bar{Q}}^{g=1}$	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	**0.05**	**0.05**	**0.05**	**0.05**
$\bar{Q}^{g=2}$	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
$\sigma_{\bar{Q}}^{g=2}$	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	**0.05**	**0.05**	**0.05**	**0.05**
$Obj(\Theta)$	42669	38195	42682	38226	15370	13846	15353	13773	15385	13786	15386	13822
$\mathcal{L}_Y$	57	73	57	70	37	58	36	38	38	44	38	48
$\mathcal{L}_I^{g=1}$	479	313	482	321	343	253	343	257	351	214	351	268
$\mathcal{L}_I^{g=2}$	115	171	114	172	93	166	93	190	89	181	89	177
$\mathcal{L}_C^{g=3}$	1025	933	1025	933	1030	939	1029	928	1041	945	1041	936
$\mathcal{L}_C^{g=1}$	20424	18848	20426	18849	6873	6329	6872	6332	6873	6344	6873	6329
$\mathcal{L}_C^{g=2}$	20412	17601	20407	17585	6856	5878	6858	5904	6856	5903	6856	5887

4. Referencias

Arias Schreiber, M., Ñiquen, M., & Bouchon, M. (2011). Estrategias de afrontamiento para enfrentar la variabilidad ambiental y los eventos climáticos extremos en la pesquería de anchoveta peruana. *Sustainability, 3* (6), 823–846. https://doi.org/10.1016/j.1016.1016 .org /10.3390 /su3060823

Barange, M., Coetzee, J., Takasuka, A., Hill, K., Gutiérrez, M., Oozeki, Y., van der Lingen, C., & Agostini, V. (2009). Habitat expansion and contraction in anchovy and sardine populations. *Progress in Oceanography*, *83*(1–4), 251–260. https://doi.org/10.1016/j.pocean.2009.07.027

Beverton, R. J. H., & Holt, S. J. (1957). *On the dynamics of exploited fish populations, Fishery Investigations Series II, Vol. XIX, Ministry of Agriculture* (Vol. 1, p. 957). Fisheries and Food.

Beverton, R. J. H., & Holt, S. J. (1993). *On the Dynamics of Exploited Fish Populations*. Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-011-2106-4

Boettiger, C. (2022). The forecast trap. *Ecology Letters*, *25*(7), 1655–1664. https://doi.org/10.1111/ele.14024

Cahuin, S. M., Cubillos, L. A., Ñiquen, M., & Escribano, R. (2009). Climatic regimes and the recruitment rate of anchoveta, Engraulis ringens, off Peru. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *84*(4), 591–597. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.07.027

Canales, C. M., Cubillos, L. A., Cuevas, M. J., Adasme, N., & Sánchez, N. (2019). Applying a separability assumption in a length-based stock assessment model to evaluate intra-annual effects of recruitment process error of small-pelagic fish. *Fisheries Research*, *217*, 108–121. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.10.022

Collie, J. S., Bell, R. J., Collie, S. B., & Minto, C. (2021). Harvest strategies for climate-resilient fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, *78*(8), 2774–2783. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsab152

De Moor, C. L., & Butterworth, D. S. (2016). Incorporating technological interactions in a joint management procedure for South African sardine and anchovy. In *Management Science in Fisheries*. Routledge.

de Moor, C. L., Butterworth, D. S., & De Oliveira, J. A. A. (2011). Is the management procedure approach equipped to handle short-lived pelagic species with their boom and bust dynamics? The case of the South African fishery for sardine and anchovy. *ICES Journal of Marine Science*, *68*(10), 2075–2085. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr165

De Oliveira, J. A. A., & Butterworth, D. S. (2004). Developing and refining a joint management procedure for the multispecies South African pelagic fishery. *ICES Journal of Marine Science*, *61*(8), 1432–1442. https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.09.001

Francis, R. I. C. C. (2011). Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *68*(6), 1124–1138. https://doi.org/10.1139/f2011-025

Francis, R. I. C. C. (2017). Revisiting data weighting in fisheries stock assessment models. *Fisheries Research*, *192*, 5–15. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2016.06.006

Guthery, F. S., Brennan, L. A., Peterson, M. J., & Lusk, J. J. (2005). Information Theory in Wildlife Science: Critique and Viewpoint. *The Journal of Wildlife Management*, *69*(2), 457–465.

Hawkshaw, M., Walters, C., & Jacobson, L. (2015). Harvest control rules for mixed-stock fisheries coping with autocorrelated recruitment variation, conservation of weak stocks, and economic well-being. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, *72*(5), 759–766. https://doi.org/10.1139/cjfas-2014-0212

Hilborn, R. (2010). Pretty Good Yield and exploited fishes. *Marine Policy*, *34*(1), 193–196. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2009.04.013

Hilborn, R., & Walters, C. (1992). *Quantitative fisheries stock assessment: Choice, dynamics and uncertainty* (p. 1992). Chapman and Hall, New York. xv.

IMARPE. (2020). Protocolo para la elaboración de la Tabla de Decisión para la determinación del Límite Máximo de Captura Total Permisible para la pesquería del Stock Norte Centro de la Anchoveta Peruana. *IMP-DGIRP/ADPERP. Edición 05, Revisión 00*, 1–40.

Karp, W. A., Melnychuk, M. C., Forrest, R. E., Little, L. R., McQuaw, K., Demarest, C., Hilborn, R., Baker, N., Mose, B., Turris, B., & Lado, E. P. (2024). Quota use in mixed-stock fisheries. *Fish and Fisheries*, *25*(2), 251–267. https://doi.org/10.1111/faf.12806

Katsukawa, T. (2004). Numerical investigation of the optimal control rule for decision-making in fisheries management. *Fisheries Science*, *70*(1), 123–131. https://doi.org/10.1111/j.1444-2906.2003.00780.x

Kristensen, K., Nielsen, A., Berg, C. W., Skaug, H., & Bell, B. (2016). TMB: Automatic Differentiation and Laplace Approximation. *Journal of Statistical Software*, *70*(5). https://doi.org/10.18637/jss.v070.i05

Licandeo, R., de la Puente, S., Christensen, V., Hilborn, R., & Walters, C. (2023). A delay-differential model for representing small pelagic fish stock dynamics and its application for assessing alternative management strategies under environmental uncertainty. *Fish and Fisheries*, *24*(4), 544–566. https://doi.org/10.1111/faf.12743

Lluch-Belda, D., Crawford, R. J. M., Kawasaki, T., MacCall, A. D., Parrish, R. H., Schwartzlose, R. A., & Smith, P. E. (1989). World-wide fluctuations of sardine and anchovy stocks: The regime problem. *South African Journal of Marine Science*. https://doi.org/10.2989/02577618909504561

Lluch-Belda, D., Schwartzlose, R. A., Serra, R., Parrish, R., Kawasaki, T., Hedgecock, D., & Crawford, R. J. M. (1992). Sardine and anchovy regime fluctuations of abundance in four regions of

the world oceans: A workshop report. *Fisheries Oceanography*, *1*(4), 339–347. https://doi.org/10.1111/j.1365-2419.1992.tb00006.x

Memarzadeh, M., & Boettiger, C. (2019). Resolving the Measurement Uncertainty Paradox in Ecological Management. *The American Naturalist*, *193*(5), 645–660. https://doi.org/10.1086/702704

Memarzadeh, M., Britten, G. L., Worm, B., & Boettiger, C. (2019). Rebuilding global fisheries under uncertainty. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *116*(32), 15985–15990. https://doi.org/10.1073/pnas.1902657116

Methot, R. D., & Wetzel, C. R. (2013). Stock synthesis: A biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. *Fisheries Research*, *142*, 86–99. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.10.012

Moxnes, E. (2003). Uncertain measurements of renewable resources: Approximations, harvesting policies and value of accuracy. *Journal of Environmental Economics and Management*, *45*(1), 85–108. https://doi.org/10.1016/S0095-0696(02)00011-6

Moxnes, E. (2005). Policy sensitivity analysis: Simple versus complex fishery models. *System Dynamics Review*, *21*(2), 123. https://doi.org/10.1002/sdr.311

Myers, R. A., Bowen, K. G., & Barrowman, N. J. (1999). Maximum reproductive rate of fish at low population sizes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *56*(12), 2404–2419. https://doi.org/10.1139/f99-201

Oliveros-Ramos, R., Ñiquen, M., Csirke, J., & Guevara-Carrasco, R. (2021). Chapter 14: Adaptive Management of Fisheries in Response to Climate Change. In T. Bahri, M. Vasconcellos, D. J. Welch, J. Johnson, R. I. Perry, X. Ma, & R. Sharma (Eds.), *Adaptive management of fisheries in response to climate change.* (pp. 237–244). FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 667. Rome: FAO.

Punt, A. E., Butterworth, D. S., de Moor, C. L., De Oliveira, J. A. A., & Haddon, M. (2016). Management strategy evaluation: Best practices. *Fish and Fisheries*, *17*(2), 303–334. https://doi.org/10.1111/faf.12104

Punt, A. E., Huang, T., & Maunder, M. N. (2013). Review of integrated size-structured models for stock assessment of hard-to-age crustacean and mollusc species. *ICES Journal of Marine Science*, *70*(1), 16–33. https://doi.org/10.1093/icesjms/fss185

R Core Team. (2023). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. https://www.R-project.org/

Rademeyer, R. A., Plagányi, É. E., & Butterworth, D. S. (2007). Tips and tricks in designing management procedures. *ICES Journal of Marine Science*, *64*(4), 618–625. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsm050

Sullivan, P. J., Lai, H.-L., & Gallucci, V. F. (1990). A Catch-at-Length Analysis that Incorporates a Stochastic Model of Growth. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *47*(1), 184–198. https://doi.org/10.1139/f90-021

Uriarte, A., Ibaibarriaga, L., Sánchez-Maroño, S., Abaunza, P., Andrés, M., Duhamel, E., Jardim, E., Pawlowski, L., Prellezo, R., & Roel, B. A. (2023). Lessons learnt on the management of short-lived fish from the Bay of Biscay anchovy case study: Satisfying fishery needs and sustainability under recruitment uncertainty. *Marine Policy*, *150*, 105512. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2023.105512

Wada, T., & Jacobson, L. D. (1998). Regimes and stock-recruitment relationships in Japanese sardine (Sardinops melanostictus), 1951-1995. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *55*(11), 2455–2463. https://doi.org/10.1139/f98-135

Walters, C. (2004). Simple representation of the dynamics of biomass error propagation for stock assessment models. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *61*(7), 1061–1065. https://doi.org/10.1139/f04-120

Walters, C., & Hilborn, R. (1978). Ecological Optimization and Adaptive Management. *Annual Review of Ecology and Systematics*, *9*(1), 157–188. https://doi.org/10.1146/annurev.es.09.110178.001105

Walters, C., & Martell, S. (2020). Fisheries Ecology and Management. In *Fisheries Ecology and Management*. Princeton University Press. https://doi.org/10.1515/9780691214634

Walters, C., Martell, S. J. D., & Korman, J. (2006). A stochastic approach to stock reduction analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *63*(1), 212–223. https://doi.org/10.1139/f05-213

Walters, C., & Parma, A. M. (1996). Fixed exploitation rate strategies for coping with effects of climate change. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *53*(1), 148–158. https://doi.org/10.1139/cjfas-53-1-148

Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. https://ggplot2.tidyverse.org

Yagi, T., & Yamakawa, T. (2020). Optimal shape of the harvest control rule for different fishery management objectives. *ICES Journal of Marine Science*, *77*(7–8), 3083–3094. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa210

Yagi, T., & Yamakawa, T. (2023). A comprehensive functional form of the optimal harvest control rule for multiple fishery management objectives. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. https://doi.org/10.1139/cjfas-2022-0195

Anexo 7: Personal participante por actividad.

Nombre	Actividades realizadas	Objetivo	Horas por actividad	Total HH
PUCV				
Cristian Canales R	Búsqueda, revisión y recopilación de datos/información	1-5	14	408
	Modelación y codificación		164	
	Análisis de datos/información		83	
	Compilación y generación de gráficas		20	
	Coordinación y participación de talleres		37	
	Elaboración de informes		90	
Exequiel González P	Análisis de datos/información	1,4 y 5	80	140
	Coordinación y participación de talleres		30	
	Elaboración de informes		30	
Nazareth Sánchez E	Búsqueda, revisión y recopilación de datos/información	1-5	20	315
	Análisis de datos/información		120	
	Coordinación y participación de talleres		55	
	Elaboración de informes		120	
Jesús Curiel P	Búsqueda, revisión y recopilación de datos/información	1-5	20	315
	Modelación y codificación		80	
	Análisis de datos/información		80	
	Compilación y generación de gráficas		50	
	Coordinación y participación de talleres		15	
	Elaboración de informes		70	
Onelys Alvarado A	Elaboración de informes	1	40	93
	Elaboración de informes		15	
	Coordinación y participación de talleres		8	
	Elaboración de informes		30	
INPESCA				
Aquiles Sepúlveda O	Búsqueda, revisión y recopilación de datos/información	1 y 5	30	150
	Análisis de datos/información		60	
	Coordinación y participación de talleres		30	
	Elaboración de informes		30	
Marcos Artega V	Búsqueda, revisión y recopilación de datos/información	1 y 5	20	190
	Análisis de datos/información		80	
	Coordinación y participación de talleres		40	
	Elaboración de informes		50	
Roberto San Martín	Búsqueda, revisión y recopilación de datos/información	1	20	115
	Análisis de datos/información		60	
	Coordinación y participación de talleres		35	

Nombre	Actividades realizadas	Objetivo	Horas por actividad	Total HH
INPESCA				
Carlos González A	Búsqueda, revisión y recopilación de datos/información	1 y 5	40	180
	Análisis de datos/información		60	
	Coordinación y participación de talleres		70	
	Elaboración de informes		10	
Claudio Gatica M	Búsqueda, revisión y recopilación de datos/información	1 y 5	40	175
	Análisis de datos/información		60	
	Coordinación y participación de talleres		45	
	Elaboración de informes		30	