

Año
2025

FIPA 2021-15
BASES PARA LA IMPLEMENTACIÓN
DE UN MODELO DE EVALUACIÓN DE
STOCK PARA LANGOSTA DE JUAN
FERNÁNDEZ

INFORME FINAL CORREGIDO



OFERENTE: UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN

REQUIRENTE: FONDO DE INVESTIGACIÓN PESQUERA Y DE ACUICULTURA - FIPA



**PROYECTO FINANCIADO POR EL
FONDO DE INVESTIGACIÓN PESQUERA
Y DE ACUICULTURA (FIPA)**

Programa Anual de Investigación, año 2021.

**PROYECTO FIPA Nº 2021-15:
BASES PARA LA IMPLEMENTACIÓN DE UN MODELO DE
EVALUACIÓN DE STOCK PARA LANGOSTA DE JUAN
FERNÁNDEZ**

Informe Final Corregido

Requirente : Subsecretaría de Pesca y Acuicultura
Ejecutor : Universidad de Concepción
Jefe de proyecto : Billy Ernst Elizalde

www.fipa.cl





FICHA PROYECTO

- Requirente : Subsecretaría de Pesca y Acuicultura
- Mandante : Fondo de Investigación Pesquera y de Acuicultura
- Supervisión : Consejo de Investigación Pesquera y de Acuicultura (CIPA)
- Contraparte Técnica : Subpesca – División Administración Pesquera
- Ejecutor : Universidad de Concepción, Barrio Universitario s/n, Concepción, Biobío, Chile.
- Jefe(a) de proyecto : Billy Ernst Elizalde, biernst@udec.cl.
- Autores :
- Billy Ernst Elizalde
 - Braulio Tapia Álvarez
 - Rubén Roa
 - Luciano Espinoza
 - Ángelo Aguilar
 - Carolina Parada
 - Josefa Pino Aguilera
 - Julio Chamorro Solís



RESUMEN EJECUTIVO

El presente informe final reporta resultados del proyecto FIPA 2021-15 denominado **“Bases para la implementación de un modelo de evaluación de stock para langosta de Juan Fernández”**. Para efectos de su ejecución, i) se realizó la revisión de la información histórica disponible del recurso langosta de Juan Fernández (*Jasus frontalis*) en 3 subsistemas donde se desarrolla la pesquería: islas Robinson Crusoe y Santa Clara (RC-SC), isla Alejandro Selkirk (AS) e Islas Desventuradas (ID); ii) se realizó una revisión de la biología del recurso y de las especies congénéricas; iii) se revisaron alternativas de modelación utilizando, primero, modelos para pesquerías pobres en datos basados en información de capturas, índices de abundancia relativa estandarizados (CPUEs) y estructuras de tallas. Se exploraron modelos de depleción acoplados a modelos de captura dinámica a partir de información de captura y esfuerzo de alta frecuencia, y finalmente modelos más complejos estructurados por tallas. Los modelos explorados fueron configurados para los subsistemas de RC-SC, AS e ID. Con este trabajo se sientan las bases técnicas para la realización de talleres sobre la biología, el marco conceptual y de modelación del stock de la langosta y de su pesquería.

La información de desembarque de langosta de Juan Fernández data del año 1930, una de las series más antiguas del medio nacional. Desafortunadamente, esta serie no tiene documentación asociada antes de la existencia de SERNAPESCA y es sólo a partir del año 2002 donde la información está disponible por viaje de pesca, pudiéndose separar la información por subsistema. Para usar la información histórica por subsistema, previa a este período se requiere dividir la serie según ciertos criterios y supuestos preestablecidos.

La revisión de la información indica que proyectos de monitoreo e investigación realizados en el subsistema RC-SC desde los 70 aportan valiosa información para construir índices de abundancia relativa en temporadas específicas y de forma esporádica, sin embargo, la disponibilidad continua de estos datos aumenta mayoritariamente a partir de la temporada 2006/07, con el establecimiento de un programa de bitácoras que ha generado índices de captura retenida y no retenida por subsistema, con buena cobertura temporal y espacial. Además, la información del SERNAPESCA ha permitido construir un indicador de captura por viaje de pesca (t) a partir de una base de datos censal, que se complementa y compara con la base de datos señalada anteriormente (programa de bitácoras).

La información biológica disponible permite proponer la existencia de un sistema compuesto por 3 subunidades (subsistemas) sugiriendo a esta escala enfocar los esfuerzos de modelación. Sin embargo, la mayor parte de la información biológica disponible (e.g. crecimiento, mortalidad, madurez) no se presenta para cada subsistema.

Según su uso e importancia en los modelos utilizados, la información de incrementos anuales por talla (crecimiento), mortalidad natural y ojiva de madurez son aspectos biológicos fundamentales por estudiar.

Los modelos para pesquerías pobres en datos y los modelos de depleción ligados a modelos dinámicos de biomasa parecen apropiados para las pesquerías de langostas de todos los subsistemas. El uso de información de alta frecuencia de los viajes de pesca por parte del modelo de

depleción permite obtener estimaciones independientes de abundancia en cada temporada de pesca. Tanto el modelo Jabba (pesquerías pobres en datos) y el modelo de depleción combinado a modelos de producción son coincidentes en su diagnóstico de la condición del recurso para los subsistemas RC-SC y AS, pero mostrando cierto grado de diferencia para el subsistema ID. El uso del modelo talla estructurado quedó circunscrito al sistema RC-SC, dado que su implementación se enfocó en la utilización del máximo de información disponible.

De acuerdo con los resultados de los distintos modelos analizados, los stocks de langosta de Juan Fernández en los subsistemas RC-SC y AS están en una condición de sobrepesca y sobreexplotación, requiriendo una reducción en la tasa instantánea de mortalidad por pesca y un aumento en la biomasa del stock. La condición expresada en los resultados para el subsistema de ID es la más favorable de los tres subsistemas, situación que se observa directamente desde los rendimientos nominales que son un orden de magnitud más elevado que en los subsistemas de AS y/o de RC-SC.

Se desarrolla un taller con un experto internacional (Dr. Simon DeLestang) e investigadores del proyecto, que genera una serie de recomendaciones y observaciones que permitirá hacer futuras mejoras a la modelación de este recurso en los diversos subsistemas.

De acuerdo con las conversaciones realizadas durante las sesiones del comité de manejo de las pesquerías de crustáceos del Archipiélago Juan Fernández en agosto de 2024, existe una coincidencia en la percepción de la comunidad y los resultados del presente proyecto respecto de la condición del recurso.

EXECUTIVE SUMMARY

This final report presents the results of the FIPA 2021-15 project entitled “**Bases for implementing a stock assessment model for Juan Fernández lobster**”. Throughout its execution: (i) A review of the historical information available on the Juan Fernández lobster (*Jasus frontalis*) resource in 3 subsystems where the fishery operates was carried out, namely Robinson Crusoe and Santa Clara Islands (RC-SC), Alejandro Selkirk Island (AS), and Desventuradas Islands (ID); (ii) A review of the biology of the resource and the congeneric species was carried out; (iii) Modeling alternatives were reviewed using, first, models for data-poor fisheries based on catch information, standardized relative abundance indices (CPUEs) and size structures. Depletion models coupled to dynamic catch models based on high-frequency catch and effort information were explored, and finally, more complex size-structured models. The explored models were configured for the RC-SC, AS, and ID subsystems. This work lays the technical foundations for holding workshops on biology, conceptual framework, and modeling of lobster stock and fishery.

The Juan Fernández lobster landing records, dating back to 1930, represent one of the oldest and most comprehensive time series in Chilean fisheries. While the series lacked associated documentation before the existence of SERNAPESCA, the information has not been available by fishing trip and can only be separated by subsystem since 2002. To utilize the historical information prior to this period, it is necessary to divide the series according to certain pre-established criteria and assumptions, a process that hinders the inference about this resource.

The review of the information indicates that monitoring and research projects carried out in the RC-SC subsystem since the 1970s provide valuable information for constructing relative abundance indices in specific seasons and sporadically. However, the continuous availability of these data has significantly increased only since the 2006/07 season, with the establishment of a logbook program that has generated retained and non-retained catch indices by subsystem, with good temporal and spatial coverage. This continuous data availability, along with information from SERNAPESCA, has allowed the construction of a catch per fishing trip indicator (t) from a census database, which is compared with the database indicated above (logbook program).

The available biological information allows us to propose the existence of a system composed of three subunits (subsystems), suggesting that modeling efforts should be focused on this scale. However, most of the biological information (e.g. growth, mortality, maturity) is not readily available for each subsystem.

According to their use and importance in the model used, information on annual increments by size (growth), natural mortality and maturity ogive are fundamental biological aspects to be studied.

Models for data-poor fisheries and depletion models linked to dynamic biomass models seem appropriate for lobster fisheries in all subsystems. The use of high-frequency information from fishing trips by the depletion model allows us to obtain independent estimates of abundance in each fishing season. Both the Jabba model (data-poor fisheries) and the depletion model combined with production models coincide in their diagnostic of the resource condition for the RC-SC and AS subsystems but showing a certain degree of difference for the ID subsystem. The use of the size-structured model was

limited to the RC-SC system, since its implementation allows the use of the maximum available information.

According to the results of the different implemented models, the Juan Fernández lobster stocks in the RC-SC and AS subsystems are in a overfishing and overexploitation condition, requiring a reduction in the instantaneous fishing mortality rate and an increase in the stock biomass. The stock condition observed in the ID subsystem is the most favorable of the three subsystems, a situation that is directly observed from the nominal yields that are an order of magnitude higher than in the AS and/or RC-SC subsystems.

A workshop was held with an international expert (Dr. Simon DeLestang) and project researchers, which generated a series of recommendations and observations that will allow future improvements to the modeling of this resource in the various subsystems.

According to the conversations held during the sessions of the management committee of the crustacean fisheries of the Juan Fernández Archipelago in August 2024, there is a coincidence in the perception of the community and the results of this project regarding the condition of the resource.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN EJECUTIVO	iv
EXECUTIVE SUMMARY	vi
ÍNDICE GENERAL.....	viii
ÍNDICE DE TABLAS.....	x
ÍNDICE DE FIGURAS.....	xiv
ÍNDICE DE ANEXOS.....	xxiv
PRESENTACIÓN DE AUTORES POR FUNCIÓN EN EL PROYECTO.....	xxv
1 OBJETIVOS	26
1.1 Objetivo general	26
1.2 Objetivos específicos	26
2 ANTECEDENTES	27
2.1 Modelación y evaluación de stock de la langosta de Juan Fernández.....	30
3 METODOLOGÍA.....	32
3.1 Consideraciones espaciales del estudio	32
3.2 Aproximaciones por objetivo	32
3.2.1 Objetivo General: Determinar un procedimiento de evaluación de la langosta de Juan Fernández, considerando los subsistemas que componen la pesquería	32
3.2.2 Objetivo específico 1: Establecer los requerimientos de datos e información para potenciales procedimientos de evaluación de stock para langosta de Juan Fernández.....	33
3.2.3 Objetivo específico 2: Evaluar posibles metodologías disponibles para establecer e implementar el procedimiento de evaluación de stock de langosta de Juan Fernández considerando los subsistemas Robinson Crusoe, Alejandro Selkirk y Desventuradas.....	41
3.2.4 Objetivo específico 3: Proponer puntos biológicos de referencia para el establecimiento del estatus de la langosta de Juan Fernández.....	56
4 RESULTADOS	59
4.1 Objetivo 1 Establecer los requerimientos de datos e información para potenciales procedimientos de evaluación de stock para langosta de Juan Fernández.....	59
4.1.1 Características de las flotas y métodos de pesca	59
4.1.2 Esfuerzo de Pesca	63
4.1.3 Cobertura programa de monitoreo	67
4.1.4 Estandarización de la Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE)	70
4.1.5 Información biológica y estructura de tallas	103
4.1.6 Ecosistema de Juan Fernández y coyuntura actual:	118
4.1.7 Modelo Conceptual de la estructuración poblacional de la langosta de Juan Fernández.....	120

4.2	Objetivo 2 Evaluar posibles metodologías disponibles para establecer e implementar el procedimiento de evaluación de stock de langosta de Juan Fernández considerando los subsistemas Robinson Crusoe, Alejandro Selkirk y Desventuradas.....	123
4.2.1	Metodología de Evaluación de Stock	123
4.3	Objetivo 3: Proponer puntos biológicos de referencia para el establecimiento del estatus de la langosta de Juan Fernández.....	191
4.3.1	PBR desde el enfoque empírico.....	191
4.3.2	PBR desde modelos para pesquerías pobres en datos basado en capturas e índices de abundancia relativa, así como en la distribución de frecuencia de tallas.	193
4.3.3	PBR desde modelos de depleción combinados con modelos de producción excedente.....	201
4.3.4	Diagrama de Fase para el modelo talla estructurado.....	205
5	DISCUSIÓN	206
5.1	Fuentes de Información.....	206
5.2	Información de desembarques.....	206
5.3	Estructuración Poblacional.....	206
5.4	Parámetros biológicos.....	206
5.5	Modelos de Evaluación	207
5.5.1	Modelos para pesquerías pobres en datos	207
5.6	Puntos biológicos de referencia	209
5.7	Recomendaciones.....	211
6	CONCLUSIONES.....	212
7	REFERENCIAS.....	213
8	ANEXOS	226
8.1	ANEXO I: Acta reunión de coordinación	226
8.2	ANEXO II: Registros talleres técnicos.....	228
8.3	ANEXO III: Registros participación en reuniones.....	231
8.4	ANEXO IV: Personal participante por actividad	239
8.4.1	Asignación de horas.....	239
8.4.2	PRESENTACIÓN DE AUTORES POR FUNCIÓN EN EL PROYECTO	240
8.5	ANEXO V: Taller de evaluación y discusión de resultados	241
8.6	ANEXO VI: Resultados del ajuste de modelos de depleción y producción por temporada y subsistema insular	253
8.6.1	Resultados subsistema RC-SC.....	253
8.6.2	Resultados subsistema AS.....	273
8.6.3	Resultados subsistema ID.....	285

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1	Resumen histórico de evaluaciones de stock y prescripciones que respaldaron para la pesquería de langosta de Juan Fernández, islas Robinson y Santa Clara únicamente. (Modificado de Ernst <i>et al.</i> , 2013).....	31
Tabla 2	Fuentes de información de la pesquería de langosta de Juan Fernández.....	35
Tabla 3	Indicadores seleccionados en la caracterización ilustrativa del estado de conservación de la langosta de Juan Fernández. Los coeficientes de indicadores en negrita corresponden a los utilizados en la evaluación del estado del stock mediante un sistema de semáforo.	47
Tabla 4	Variables operacionales registradas en la base de datos de SERNAPESCA en el período 2001-2023.	63
Tabla 5	Cobertura de viajes con bitácoras de pesca por subsistema y temporada de pesca. Pesquería de langosta de Juan Fernández.....	68
Tabla 6	Cobertura de viajes con investigadores científicos a bordo de las embarcaciones por subsistema y temporada de pesca. Programa de monitoreo biológico de la pesquería de langosta Juan Fernández.....	69
Tabla 7	Tamaño muestral por sexo (H: hembras, M: machos, NA: valores faltantes) de langostas medidas por subsistema y temporada de pesca.	70
Tabla 8	Modelos empleados en la estandarización de la CPUE a través de la unidad de esfuerzo “viaje de pesca”. La distribución de probabilidades utilizada en los ajustes de los modelos a partir de la base de datos de SERNAPESCA fue del tipo beta para la variable dependiente langostas retenidas, mientras la verosimilitud empleada en el ajuste de modelos dado el registro de bitácoras correspondió a una binomial negativa para la variable dependiente langostas retenidas y no retenidas del subsistema de RC-SC. Modelos en negrita corresponden a aquellos más adecuados en la estandarización de la CPUE.	72
Tabla 9	Modelos empleados en la estandarización de la CPUE a través de la unidad de esfuerzo “viaje de pesca”. La distribución de probabilidades utilizada en los ajustes de los modelos a partir de la base de datos del monitoreo biológico fue del tipo binomial negativa para la variable dependiente langostas retenidas y no retenidas del subsistema de RC-SC.....	72
Tabla 10	Reporte del esfuerzo de pesca a través de la base de datos del registro de bitácoras. La unidad reportada corresponde al número de viajes de pesca a lo largo de las temporadas y por cada subsistema. La proporción de viajes es obtenida dado el número de viajes documentados por SERNAPESCA -de tipo censal- y el número de viajes reportadas por el registro de bitácoras de pesca -de tipo muestral-.....	75
Tabla 11	Modelos empleados en la estandarización de la CPUE a través de la unidad de esfuerzo “viaje de pesca”. La distribución de probabilidades utilizada en los ajustes de los modelos a partir de la base de datos del SERNAPESCA fue del tipo beta para la variable dependiente langostas retenidas, mientras la verosimilitud empleada en el ajuste de modelos dado el registro de bitácoras correspondió a una binomial negativa para la variable dependiente langostas retenidas y no retenidas del subsistema de AS. Modelos en negrita corresponden a aquellos más adecuados en la estandarización de la CPUE.....	78
Tabla 12	Modelos empleados en la estandarización de la CPUE a través de la unidad de esfuerzo “viaje de pesca”. La distribución de probabilidades utilizada en los ajustes de los modelos fue del tipo binomial negativa para la variable dependiente langostas retenidas y no retenidas del subsistema de AS.	78

Tabla 13	Modelos empleados en la estandarización de la CPUE a través de la unidad de esfuerzo “viaje de pesca”. La distribución de probabilidades utilizada en los ajustes de los modelos a partir de la base de datos de SERNAPESCA fue del tipo beta para la variable dependiente langostas retenidas, mientras la verosimilitud empleada en el ajuste de modelos dado el registro de bitácoras correspondió a una binomial negativa para la variable dependiente langostas retenidas y no retenidas del subsistema de ID. Modelos en negrita corresponden a aquellos más adecuados en la estandarización de la CPUE..... 83
Tabla 14	Modelos empleados en la estandarización de la CPUE a través de la unidad de esfuerzo “viaje de pesca”. La distribución de probabilidades utilizada en los ajustes de los modelos fue del tipo binomial negativa para la variable dependiente langostas retenidas y no retenidas del subsistema de ID..... 83
Tabla 15	Modelos empleados en la estandarización de la CPUE a través de la unidad de esfuerzo “trampa levantada” . La distribución de probabilidades utilizada en los ajustes de los modelos a partir de la base de datos del registro de bitácoras y monitoreo biológico fue del tipo binomial negativa inflada en cero para la variable dependiente langostas retenidas y no retenidas del subsistema de RC-SC. Modelos en negrita corresponden a aquellos más adecuados en la estandarización de la CPUE..... 88
Tabla 16	Modelos empleados en la estandarización de la CPUE a través de la unidad de esfuerzo “trampa levantada” . La distribución de probabilidades utilizada en los ajustes de los modelos a partir de la base de datos del registro de bitácoras y monitoreo biológico fue del tipo binomial negativa inflada en cero para la variable dependiente langostas retenidas y no retenidas del subsistema de AS. Modelos en negrita corresponden a aquellos más adecuados en la estandarización de la CPUE..... 92
Tabla 17	Modelos empleados en la estandarización de la CPUE a través de la unidad de esfuerzo “trampa levantada” . La distribución de probabilidades utilizada en los ajustes de los modelos a partir de la base de datos del registro de bitácoras y monitoreo biológico fue del tipo binomial negativa inflada en cero para la variable dependiente langostas retenidas y no retenidas del subsistema de ID. Modelos en negrita corresponden a aquellos más adecuados en la estandarización de la CPUE..... 96
Tabla 18	Resumen histórico de datos de captura y esfuerzo recopilados por varios proyectos en la pesquería de langosta Juan Fernández. Subsistemas Robinson Crusoe-Santa Clara (RC-SC) y Alejandro Selkirk (AS).....102
Tabla 19	Revisión bibliográfica de variables del crecimiento de langostas del género <i>Jasus</i> sp. (modificado de Manríquez, 2016).....109
Tabla 20	Resumen de información de talla de primera madurez (mm) para langostas hembra (H) y macho (M) del género <i>Jasus</i>112
Tabla 21	Resumen de información sobre fecundidad de langostas del género <i>Jasus</i> sp.....113
Tabla 22	Resumen de aspectos del ciclo de vida de langostas del género <i>Jasus</i>114
Tabla 23	Relación talla–peso para distintas especies congénicas de langostas.....115
Tabla 24	Valores del parámetro de mortalidad natural para las especies del género <i>Jasus</i> . H y M corresponden a hembras y machos.117
Tabla 25	Metodologías de evaluación con datos limitados disponibles para la langosta de Juan Fernández (<i>Jasus frontalis</i>) en los archipiélagos Juan Fernández e Islas Desventuradas. ...124

Tabla 26	Rasgos de los parámetros (<i>priors</i>) ingresados en la configuración de las funciones de excedente de producción de Schaefer y Fox para los subsistemas de Robinson Crusoe – Santa Clara, Alejandro Selkirk e Islas Desventuradas, donde CV correspondió al coeficiente de variación incorporado.131
Tabla 27	Estimación de los parámetros de capacidad de carga $K(t)$, tasa de crecimiento poblacional anual r y nivel de depleción (psi) para el subsistema RC-SC a través de dos funciones de modelación de excedente de producción y dos condiciones iniciales en el nivel inicial de depleción. Se reportan, además, el error de proceso y el error de observación.131
Tabla 28	Estimación de los parámetros de capacidad de carga $K(t)$, tasa de crecimiento poblacional anual r y nivel de depleción (psi) a través de dos funciones de modelación de excedente de producción y dos condiciones iniciales en el nivel inicial de depleción aplicados al stock vulnerable de la población langostas de AS. Se reportan, además, el error de proceso y el error de observación.139
Tabla 29	Estimación de los parámetros de capacidad de carga K , tasa de crecimiento poblacional r y nivel de depleción (psi) a través de dos funciones de modelación de excedente de producción y dos condiciones iniciales en el nivel inicial de depleción aplicados al stock vulnerable de la población langostas del subsistema ID. Se reportan, además, el error de proceso y el error de observación.146
Tabla 30	Indicadores seleccionados para el desarrollo de figuras basadas en el método <i>LBI</i> . Coeficientes de indicadores en negrita utilizados para la evaluación del estado del stock.154
Tabla 31	Conjunto de variantes de modelos de depleción intentadas (NVI), número que convergió en R (N.V.C), función de verosimilitud de la variante seleccionada (V.V.S; n=normal, apn=adjusted profile normal, apln: adjusted profile lognormal), método numérico de la variante seleccionada (M.V.S.), y los pasos de tiempo (S.I.: semana inicial en año 1 de la temporada; S.F.: semana final en año 2 de la temporada; P1 a P5 son las semanas en que ocurrió una entrada de abundancia) para el subsistema RC-SC.168
Tabla 32	Conjunto de variantes de modelos de depleción intentadas (NVI), número que convergió en R (N.V.C), función de verosimilitud de la variante seleccionada (V.V.S; n=normal, apn=adjusted profile normal, apln: adjusted profile lognormal), método numérico de la variante seleccionada (M.V.S.), y los pasos de tiempo (S.I.: semana inicial en año 1 de la temporada; S.F.: semana final en año 2 de la temporada; P1 a P5 son las semanas en que ocurrió una entrada de abundancia) para el subsistema AS.176
Tabla 33	Conjunto de variantes de modelos de depleción intentadas (NVI), número que convergió en R (N.V.C), función de verosimilitud de la variante seleccionada (V.V.S; n=normal, apn=adjusted profile normal, apln: adjusted profile lognormal), método numérico de la variante seleccionada (M.V.S.), y los pasos de tiempo (S.I.: semana inicial en año 1 de la temporada; S.F.: semana final en año 2 de la temporada; P1 a P5 son las semanas en que ocurrió una entrada de abundancia) para el subsistema ID.182
Tabla 34	Datos utilizados en la parametrización del modelo talla estructurado para el subsistema RC-SC.186
Tabla 35	Parámetros del modelo talla estructurado, estimados interna o externamente.187
Tabla 36	Estimación de los puntos biológicos de referencia del stock de langostas de Juan Fernández para el subsistema de RC-SC dado las funciones de excedente de producción de Schaefer y Fox con dos condiciones iniciales en la relación B_{2006}/K : nivel de depleción de 60 y 80%. La ilustración del diagrama de <i>Kobe</i> , sin embargo, se configuró a partir de un nivel de depleción

	del 80% para funciones de excedente de producción de Schaefer y de Fox (columna en gris).	194
Tabla 37	Estimación de los puntos biológicos de referencia del stock de langostas para el subsistema de AS dado las funciones de excedente de producción de Schaefer y Fox con dos condiciones iniciales en la relación B_{2006}/K : nivel de depleción de 60 y 80%. La ilustración del diagrama de <i>Kobe</i> se configuró a partir de un nivel de depleción del 80% para las funciones de excedente de producción de Schaefer y Fox (columna en gris).	196
Tabla 38	Estimación de los puntos biológicos de referencia del stock de langostas para el subsistema de ID dado la función de excedente de producción de Schaefer con dos condiciones iniciales en la relación B_{2010}/K : nivel de depleción de 60 y 80% y dado la función de excedente de producción de Fox con nivel de depleción de 50 y 70%. La ilustración del diagrama de <i>Kobe</i> fue configurada a partir de un nivel de depleción del 80% y 70% para las funciones de excedente de producción de Schaefer y Fox (columna en gris).....	197
Tabla 39	Indicadores del estado del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández durante los últimos tres años para el subsistema de Robinson Crusoe y Santa Clara cuando la mortalidad por pesca (M) fue igual 0.1.....	199
Tabla 40	Indicadores del estado del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández durante los últimos tres años para el subsistema de Robinson Crusoe y Santa Clara cuando la mortalidad por pesca (M) fue igual 0.05.....	199
Tabla 41	Indicadores del estado del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández durante los últimos tres años para el subsistema de Alejandro Selkirk cuando la mortalidad por pesca (M) fue igual 0.1.....	200
Tabla 42	Indicadores del estado del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández durante los últimos tres años para el subsistema de Alejandro Selkirk cuando la mortalidad por pesca (M) fue igual 0.05.....	200
Tabla 43	Indicadores del estado del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández durante los últimos tres años para el subsistema de Islas Desventuradas cuando la mortalidad por pesca (M) fue igual 0.1.	201
Tabla 44	Indicadores del estado del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández durante los últimos tres años para el subsistema de Islas Desventuradas cuando la mortalidad por pesca (M) fue igual 0.05.	201

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1	Ubicación geográfica de los archipiélagos Juan Fernández e Islas Desventuradas.	29
Figura 2	Subsistemas RC-SC (superior-izquierda), AS (superior-derecha) e ID (inferior). Se indica la división en zonas estadísticas utilizadas en proyectos anteriores.	37
Figura 3	Herramienta FishPath. Aproximación general, daptado de: https://fishpath.github.io/FishPath-Tool-User-Guide/intro.html	42
Figura 4	(A) Plano de construcción de embarcación pesquera empleada en Juan Fernández (B) Fotografía de embarcación artesanal de diseño proa espejo empleada en JF e ID.	60
Figura 5	Trampa langostera utilizada por pescadores artesanales en Juan Fernández (Ernst <i>et al.</i> , 2015)	61
Figura 6	Desembarques históricos de langosta de Juan Fernández entre el período 1930-2021 (Fuente: Ernst <i>et al.</i> (2013) modificado y registros de Sernapesca).....	62
Figura 7	(A) Captura retenida por subsistema y año calendario. (B) Series de captura retenida (t) provenientes de los anuarios de pesca (año calendario) y por viaje de pesca (temporada) de SERNAPESCA para el período 2002 – 2021.....	63
Figura 8	Número de botes operando por subsistema en la pesquería de la langosta de Juan Fernández.	64
Figura 9	Esfuerzo de pesca expresado como número de viajes de pesca hacia el recurso langosta de Juan Fernández para los subsistemas RC-SC y AS. Información proveniente de Sernapesca y del programa de monitoreo de la Universidad de Concepción.	65
Figura 10	Número promedio de trampas levantadas por viaje de pesca y por subsistema entre las temporadas 2006 y 2020.....	66
Figura 11	Esfuerzo expresado como número total de trampas levantadas para la pesquería de langosta de Juan Fernández por temporada de pesca y subsistema. Información obtenida del programa de monitoreo de la Universidad de Concepción.	66
Figura 12	Representación de los residuos asociados al modelo 7 ajustado a las capturas provenientes del registro de bitácoras de pesca y considerando efectos aleatorios. (izquierda) QQ-plot de residuos observados y residuos predichos, además de (derecha) histograma de distribución de frecuencia de residuos simulados respecto de la diferencia entre los residuos observados y predichos (línea roja). Las características de la distribución de los residuos de esta figura fueron muy similares al diagnóstico de residuos derivados de otros modelos igualmente configurados.	73
Figura 13	Captura por unidad de esfuerzo (CPUE) estandarizada para las langostas retenidas por viaje de pesca en el subsistema RC-SC según fuente de información. El índice de CPUE de bitácoras y biológico corresponde a número de langostas por viaje y el índice para SERNAPESCA se expresa en Kg por viaje (eje secundario).	74
Figura 14	Captura por unidad de esfuerzo nominal (Kg/viaje) de langostas retenidas para el subsistema de RC-SC a partir de la base de datos de SERNAPESCA.	75
Figura 15	Relaciones de CPUEs estandarizadas de langostas retenidas a partir de tres fuentes de información en el subsistema RC-SC y su coeficiente de determinación. A) Correlación entre datos del monitoreo biológico y bitácoras pesqueras, B) correlación entre datos de Sernapesca y monitoreo biológico y C) correlación entre datos de Sernapesca y bitácoras pesqueras....	76

INFORME FINAL – FIPA 2021-15

Figura 16	Captura por unidad de esfuerzo estandarizada CPUE para las langostas no retenidas por viaje de pesca en el subsistema de RC-SC.....	77
Figura 17	Correlación a partir de las fuentes de información del registro de bitácoras y monitoreo biológico que fueron utilizadas en la estandarización de la CPUE para langostas no retenidas del subsistema RC-SC.....	77
Figura 18	Captura por unidad de esfuerzo (CPUE) estandarizada para las langostas retenidas por viaje de pesca en el subsistema AS según fuente de información. El índice de CPUE de bitácoras y biológico corresponde a número de langostas por viaje y el índice para SERNAPESCA se expresa en Kg por viaje (eje secundario).	80
Figura 19	Relaciones de CPUEs estandarizadas de langostas retenidas a partir de tres fuentes de información en el subsistema AS y su coeficiente de determinación. A) Correlación entre datos del monitoreo biológico y bitácoras pesqueras, B) correlación entre datos de Sernapesca y monitoreo biológico y C) correlación entre datos de Sernapesca y bitácoras pesqueras.	80
Figura 20	Captura por unidad de esfuerzo estandarizada (CPUE) para las langostas no retenidas por viaje de pesca para el subsistema de AS.....	81
Figura 21	Correlación a partir de las fuentes de información del registro de bitácoras y monitoreo biológico que fueron utilizadas en la estandarización de la CPUE para langostas no retenidas del subsistema AS.....	82
Figura 22	Captura por unidad de esfuerzo (CPUE) estandarizada para las langostas retenidas por viaje de pesca en el subsistema ID según fuente de información. El índice de CPUE de bitácoras y biológico corresponde a número de langostas por viaje y el índice para SERNAPESCA se expresa en Kg por viaje (eje secundario).	85
Figura 23	Relaciones de CPUEs estandarizadas de langostas retenidas a partir de tres fuentes de información en el subsistema ID y su coeficiente de determinación. A) Correlación entre datos del monitoreo biológico y bitácoras pesqueras, B) correlación entre datos de SERNAPESCA y monitoreo biológico y C) correlación entre datos de SERNAPESCA y bitácoras pesqueras.	85
Figura 24	Captura por unidad de esfuerzo estandarizada (CPUE) para las langostas no retenidas por viaje de pesca para el subsistema de ID.....	86
Figura 25	Correlación a partir de las fuentes de información del registro de bitácoras y monitoreo biológico que fueron utilizadas en la estandarización de la CPUE para langostas no retenidas del subsistema ID.....	87
Figura 26	Captura por unidad de esfuerzo estandarizada CPUE para las langostas retenidas por trampa levantada para el subsistema de RC-SC.....	90
Figura 27	Correlación dada entre las fuentes de información que fueron utilizadas en la estandarización de la CPUE para langostas retenidas del subsistema RC-SC.	90
Figura 28	Captura por unidad de esfuerzo estandarizada CPUE para las langostas no retenidas por trampa levantada para el subsistema de RC-SC.	91
Figura 29	Correlación dada entre las fuentes de información que fueron utilizadas en la estandarización de la CPUE para langostas no retenidas del subsistema RC-SC.	91
Figura 30	Captura por unidad de esfuerzo estandarizada CPUE para las langostas retenidas por trampa levantada para el subsistema de AS.....	94
Figura 31	Correlación a partir de las fuentes de información del registro de bitácoras y monitoreo biológico que fueron utilizadas en la estandarización de la CPUE para langostas retenidas del subsistema AS.....	94

Figura 32	Captura por unidad de esfuerzo estandarizada CPUE para las langostas no retenidas por trampa levantada para el subsistema de AS.....	95
Figura 33	Correlación a partir de las fuentes de información del registro de bitácoras y monitoreo biológico que fueron utilizadas en la estandarización de la CPUE para langostas no retenidas del subsistema AS.....	95
Figura 34	Captura por unidad de esfuerzo estandarizada CPUE para las langostas retenidas por trampa levantada para el subsistema de ID.....	98
Figura 35	Correlación a partir de las fuentes de información del registro de bitácoras y monitoreo biológico que fueron utilizadas en la estandarización de la CPUE para langostas retenidas del subsistema ID.....	99
Figura 36	Captura por unidad de esfuerzo estandarizada CPUE para las langostas no retenidas por trampa levantada para el subsistema de ID.....	99
Figura 37	Correlación a partir de las fuentes de información del registro de bitácoras y monitoreo biológico que fueron utilizadas en la estandarización de la CPUE para langostas no retenidas del subsistema ID.....	100
Figura 38	Captura de langostas por trampa levantada en el subsistema RC-SC. (A) Serie histórica extraída de Ernst <i>et al.</i> , 2013. (B-E) Serie reciente obtenida de programas de monitoreo de la UdeC (Ernst <i>et al.</i> , 2020).....	101
Figura 39	Trayecto de partículas liberadas y asentadas en noviembre de cada temporada en las filas y cada zona de liberación organizada en columnas. Color rojo representa la zona de asentamiento de AS; amarillo de RC–SC y Azul de ID. Cada zona de liberación corresponde a las circunferencias en negrita (Tomado de Porobic <i>et al.</i> , 2012).....	104
Figura 40	Esquema general de conectividad para las islas del archipiélago Juan Fernández y las Islas Desventuradas basado en los índices de conectividad-retención significativos (>0.5%). Las líneas segmentadas representan la temporada 2004-2005 y las líneas continuas representan la temporada 2005-2006. Las esferas señalan la fuente de las partículas y las flechas el sumidero. La retención zonal fue identificada con una línea curva (Tomado de Porobic <i>et al.</i> , 2012).	105
Figura 41	Zonas delimitadas a partir de la identificación de 8 clusters alrededor de la Isla Alejandro Selkirk mediante la utilización de un modelo mixto Gaussiano (Tomado de Román <i>et al.</i> , 2018).	105
Figura 42	Distancia Euclidiana registrada a partir de un primer (A), segundo (B) y tercer (C) evento de marcaje. Las líneas corresponden a movimientos individuales detectados durante estos eventos de marcaje. Las distancias estimadas a partir de los eventos de recapturas indican que para el primer marcaje hubo 912 recapturas, para el segundo hubo 205 y para el tercero 166 recapturas (Tomado de Román <i>et al.</i> , 2018).	106
Figura 43	Modelos de incrementos a la talla evaluados por Manriquez (2016), que incluye Fabens y el modelo Piece-wise (de dos regresiones lineales unidas). (a) Hembras, (b) Machos. Ext de Manriquez (2016).	107
Figura 44	Relación talla–peso histórico (datos recolectados a partir de varias temporadas) con los parámetros de la relación alométrica. Hembras en morado, machos en verde y la línea segmentada corresponde a la relación genérica de ambos sexos (Tomado de Ernst <i>et al.</i> , 2020).	115

Figura 45	Promedio porcentual de cobertura de organismos sésiles y sustratos identificados el año 2014 en las regiones protegida, semiexpuesta y expuesta (hasta 20 m de profundidad). Br corresponde a rocas desnudas (Tomado de Ernst <i>et al.</i> , 2022).....119
Figura 46	Densidad de invertebrados móviles a escala espacial: semiexpuesto, protegido y expuesto; y a escala temporal: 2014, 2017 y 2020. Color azul claro y color azul oscuro correspondió a la profundidad somera (10 m) y a la profundidad menos somera (20 m). (Tomado de Ernst <i>et al.</i> , 2022).119
Figura 47	Distribución de la densidad de erizos (<i>Centrostephanus</i> sp.) a partir del registro en trampas de langosta alrededor de las Islas Robinson Crusoe y Santa Clara durante los años 2016 (A), 2017 (B), 2018 (C) y 2019 (D). El tamaño de las circunferencias indica la abundancia respecto del mismo año. En el panel A y B, sin embargo, se han amplificado por dos dado la baja abundancia exhibida durante esos años (registros por observadores científicos a bordo a través del programa de monitoreo; (Tomado de Ernst <i>et al.</i> , 2020).....120
Figura 48	Análisis de coordenadas principales (PCoA) realizado con langosta <i>J. frontalis</i> con datos obtenidos de la isla Robinson Crusoe (ROB), la isla San Ambrosio (SAM), y la isla Alejandro Selkirk (SK). Extraído de Rojas-Araos <i>et al.</i> (2024).121
Figura 49	Trayectoria de a) partículas liberadas en la isla Robinson Crusoe y transportadas a través del área de asentamiento de Alejandro Selkirk de noviembre a abril, c) Partículas liberadas en la isla Robinson Crusoe y transportadas a través del área de asentamiento de la isla San Ambrosio de noviembre a abril. La barra de color de la trayectoria de las partículas indica el tiempo de transporte de las partículas (días). Los dos paneles inferiores corresponden a las posiciones de liberación de partículas exitosas conectadas a b) Isla Alejandro Selkirk y d) Isla San Ambrosio. Extraído de Rojas-Araos <i>et al.</i> (2024).....122
Figura 50	Los mapas de colores representan las partículas retenidas encontradas en regiones de 0.250 km por 0.250 km en a) la isla San Ambrosio, b) la isla Alejandro Selkirk y c) Robinson Isla Crusoe. Las unidades correspondieron a partículas por 0.025 km ²122
Figura 51	Distribución de <i>priors</i> incorporadas al modelo de evaluación JABBA cuando se modeló la biomasa agregada del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández para el subsistema RC-SC mediante la función de excedente de producción de Schaefer. El panel A indica la distribución en la estimación de la <i>posterior</i> de los parámetros ingresados a partir de un nivel de depleción (<i>psi</i>) igual a 60% (B/K = 0.4) y coeficiente de variación (CV) del 80% y el panel B ilustra la posterior cuando el nivel de depleción fue igual a 80% y un CV igual al 80%.132
Figura 52	Biomasa vulnerable del stock de langosta de Juan Fernández para el subsistema de RC-SC mediante la función de excedente de producción de Schaefer, dados los niveles de depleción iniciales documentados en la Tabla 27. El panel A ilustra la biomasa detectada a partir de un nivel de depleción (<i>psi</i>) igual al 60% (B/K = 0.4; CV = 0.8). El panel B representa la biomasa estimada dado un nivel de depleción del 80% (B/K = 0.2; CV = 0.8).132
Figura 53	Mortalidad por pesca (<i>F</i>) histórica (2006 - 2022) aplicada sobre la población vulnerable de langosta en el subsistema de RC-SC mediante la función de excedente de producción de Schaefer. El panel A indica la mortalidad por pesca estimada para el primer escenario en la condición inicial de biomasa (B/K = 0.4) y el panel B reporta la mortalidad por pesca dado por el segundo escenario (B/K = 0.2).133
Figura 54	Ilustración de las razones entre la biomasa y la biomasa del rendimiento máximo sostenible (B/B_{RMS}), así como la mortalidad por pesca sobre la mortalidad del rendimiento máximo sostenible (F/F_{RMS}) en el subsistema RC-SC mediante la función de excedente de producción de Schaefer. Los paneles A y B corresponden a B/B_{RMS} dado por el escenario de depleción del

60 y 80 % sobre la condición inicial de biomasa respectivamente. Los paneles C y D, en tanto, ilustran las razones F/F_{RMS} a partir de los dos escenarios de depleción descritos anteriormente.
134

- Figura 55 Distribución de *priors* incorporadas al modelo de evaluación JABBA cuando se modeló la biomasa agregada del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández para el subsistema de RC-SC mediante la función de excedente de producción de Fox ($m = 1$). El panel A indica la distribución en la estimación de la *posterior* de los parámetros ingresados a partir de un nivel de depleción (psi) igual a 60% ($B/K = 0.4$) y CV del 80% y el panel B ilustra la posterior cuando el nivel de depleción fue igual a 80% ($B/K = 0.2$) y un CV igual al 80%.135
- Figura 56 Biomasa vulnerable del stock de langosta de Juan Fernández para el subsistema de RC-SC mediante la función de excedente de producción de Fox, dados los niveles de depleción iniciales utilizados como escenario. El panel A ilustra la biomasa detectada a partir de un nivel de depleción (psi) igual al 60% ($B/K = 0.4$; $CV = 0.8$). El panel B representa la biomasa estimada dado un nivel de depleción del 80% ($B/K = 0.2$; $CV = 0.8$).135
- Figura 57 Mortalidad por pesca (F) histórica (2006 - 2022) aplicada sobre la población vulnerable de langosta en el subsistema de RC-SC mediante la función de excedente de producción de Fox. El panel A indica la mortalidad por pesca estimada para el primer escenario en la condición inicial de biomasa ($B/K = 0.4$) y el panel B reporta la mortalidad por pesca dado por el segundo escenario ($B/K = 0.2$).136
- Figura 58 Ilustración de las razones entre la biomasa y la biomasa del rendimiento máximo sostenible (B/B_{RMS}), así como la mortalidad por pesca sobre la mortalidad del rendimiento máximo sostenible (F/F_{RMS}) para el subsistema de RC-SC mediante la función de excedente de producción de Fox. Los paneles A y B corresponden a B/B_{RMS} dado por el escenario de depleción del 60 y 80 % sobre la condición inicial de biomasa respectivamente. Los paneles C y D, en tanto, ilustran las razones F/F_{RMS} a partir de los dos escenarios de depleción ya mencionados.137
- Figura 59 Distribución de *priors* incorporadas al modelo de evaluación JABBA cuando se modeló la biomasa agregada del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández en el subsistema AS mediante la función de excedente de producción de Schaefer ($m = 2$) para el subsistema de AS. El panel A indica la distribución en la estimación de la *posterior* de los parámetros ingresados a partir de un nivel de depleción (psi) igual a 0.4 y coeficiente de variación (CV) del 80% y el panel B ilustra la posterior cuando el nivel de depleción fue igual a 0.2 y un CV igual al 80%.139
- Figura 60 Biomasa vulnerable del stock de langosta de Juan Fernández para el subsistema de AS mediante la función de excedente de producción de Schaefer, dados los niveles de depleción iniciales utilizados como escenario. El panel A ilustra la biomasa detectada a partir de un nivel de depleción (psi) igual al 60% ($B/K = 0.4$; $CV = 0.8$). El panel B representa la biomasa estimada dado un nivel de depleción del 80% ($B/K = 0.2$; $CV = 0.8$).140
- Figura 61 Mortalidad por pesca (F) histórica (2006 - 2022) aplicada sobre la población vulnerable de langosta en el subsistema de AS mediante la función de excedente de producción de Schaefer. El panel A indica la mortalidad por pesca estimada para el primer escenario en la condición inicial de biomasa ($B/K = 0.4$) y el panel B reporta la mortalidad por pesca dado por el segundo escenario ($B/K = 0.2$).140
- Figura 62 Razones entre la biomasa y la biomasa del rendimiento máximo sostenible (B/B_{RMS}), así como la mortalidad por pesca sobre la mortalidad del rendimiento máximo sostenible (F/F_{RMS}) en el subsistema de AS obtenidos a partir del modelo de Schaefer. Los paneles A y B corresponden a B/B_{RMS} dado por el escenario de depleción del 60 y 80 % sobre la condición inicial de biomasa

	respectivamente. Los paneles C y D, en tanto, ilustran las razones F/F_{RMS} a partir de los dos escenarios de depleción ya mencionados.....	141
Figura 63	Distribución de <i>priors</i> incorporadas al modelo de evaluación JABBA cuando se modeló la biomasa agregada del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández mediante la función de excedente de producción de Fox ($m = 1$) para el subsistema de AS. El panel A indica la distribución en la estimación de la <i>posterior</i> de los parámetros ingresados a partir de un nivel de depleción (<i>psi</i>) igual a 0.4 y coeficiente de variación (CV) del 80% y el panel B ilustra la posterior cuando el nivel de depleción fue igual a 0.2 y un CV igual al 80%.....	142
Figura 64	Biomasa vulnerable del stock de langosta de Juan Fernández para el subsistema de AS mediante la función de excedente de producción de Fox dados los niveles de depleción iniciales. El panel A ilustra la biomasa detectada a partir de un nivel de depleción (<i>psi</i>) igual a 60% ($B/K = 0.4$; $CV = 0.8$). El panel B representa la biomasa estimada dado un nivel de depleción del 80% ($B/K = 0.2$; $CV = 0.8$).	142
Figura 65	Mortalidad por pesca (F) histórica (2006 - 2022) aplicada sobre la población vulnerable de langosta en el subsistema de AS estimada a través de la función de excedente de producción de Fox. El panel A indica la mortalidad por pesca estimada para el primer escenario en la condición inicial de biomasa ($B/K = 0.4$) y el panel B reporta la mortalidad por pesca dado por el segundo escenario ($B/K = 0.2$).	143
Figura 66	Razones entre la biomasa y la biomasa del rendimiento máximo sostenible (B/B_{RMS}), así como la mortalidad por pesca sobre la mortalidad del rendimiento máximo sostenible (F/F_{RMS}) en el subsistema de AS obtenidos a partir del modelo de Fox. Los paneles A y B corresponden a B/B_{RMS} dado por el escenario de depleción del 60 y 80 % sobre la condición inicial de biomasa respectivamente. Los paneles C y D, en tanto, ilustran las razones F/F_{RMS} a partir de los dos escenarios de depleción ya mencionados.....	144
Figura 67	Distribución de <i>priors</i> incorporadas al modelo de evaluación JABBA cuando se modeló la biomasa agregada del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández mediante la función de excedente de producción de Schaefer ($m = 2$) para el subsistema ID. El panel A indica la distribución en la estimación de la <i>posterior</i> de los parámetros ingresados a partir de un nivel de depleción (<i>psi</i>) igual a 0.4 y coeficiente de variación (CV) del 80% y el panel B ilustra la posterior cuando el nivel de depleción fue igual a 0.2 y un CV igual al 80%.....	147
Figura 68	Biomasa vulnerable del stock de langosta de Juan Fernández para el subsistema ID mediante la función de excedente de producción de Schaefer dados los niveles de depleción iniciales. El panel A ilustra la biomasa detectada a partir de un nivel de depleción (<i>psi</i>) igual a 60% ($B/K = 0.4$; $CV = 0.8$). El panel B representa la biomasa estimada dado un nivel de depleción del 80% ($B/K = 0.2$; $CV = 0.8$).	147
Figura 69	Mortalidad por pesca (F) histórica (2010 - 2022) aplicada sobre la población vulnerable de langosta en el subsistema ID estimada a través de la función de Schaefer ($m = 2$). El panel A indica la mortalidad por pesca estimada para el primer escenario en la condición inicial de biomasa ($B/K = 0.4$) y el panel B reporta la mortalidad por pesca dado por el segundo escenario ($B/K = 0.2$).	148
Figura 70	Razones entre la biomasa y la biomasa del rendimiento máximo sostenible (B/B_{RMS}) y la mortalidad por pesca sobre la mortalidad del rendimiento máximo sostenible (F/F_{RMS}) en el subsistema ID obtenidos a partir del modelo de Schaefer. Los paneles A y B corresponden a B/B_{RMS} dado por el escenario de depleción del 60 y 80 % sobre la condición inicial de biomasa respectivamente. Los paneles C y D, en tanto, ilustran las razones F/F_{RMS} a partir de los dos escenarios de depleción ya mencionados.....	149

Figura 71	Distribución de <i>priors</i> incorporadas al modelo de evaluación JABBA cuando se modeló la biomasa agregada del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández mediante la función de excedente de producción de Fox ($m = 1$) para el subsistema ID. El panel A indica la distribución en la estimación de la <i>posterior</i> de los parámetros ingresados a partir de un nivel de depleción (psi) igual a 0.5 y coeficiente de variación (CV) del 80% y el panel B ilustra la <i>posterior</i> cuando el nivel de depleción fue igual a 0.3 y un CV igual al 80%.....150
Figura 72	Biomasa vulnerable del stock de langosta de Juan Fernández para el subsistema ID Fernández mediante la función de excedente de producción de Fox dados los niveles de depleción iniciales. El panel A ilustra la biomasa detectada a partir de un nivel de depleción (psi) igual a 50% ($B/K = 0.5$; $CV = 0.8$). El panel B representa la biomasa estimada dado un nivel de depleción del 70% ($B/K = 0.3$; $CV = 0.8$).....150
Figura 73	Mortalidad por pesca (F) histórica (2010 - 2022) aplicada sobre la población vulnerable de langosta en el subsistema ID estimada a través de la función de Fox ($m = 2$). El panel A indica la mortalidad por pesca estimada para el primer escenario en la condición inicial de biomasa ($B/K = 0.4$) y el panel B reporta la mortalidad por pesca dado por el segundo escenario ($B/K = 0.2$).....151
Figura 74	Razones entre la biomasa y la biomasa del rendimiento máximo sostenible (B/B_{RMS}) y la mortalidad por pesca sobre la mortalidad del rendimiento máximo sostenible (F/F_{RMS}) en el subsistema ID obtenidos a partir del modelo de Fox. Los paneles A y B corresponden a B/B_{RMS} dado por el escenario de depleción del 50 y 70 % sobre la condición inicial de biomasa respectivamente. Los paneles C y D, en tanto, ilustran las razones F/F_{RMS} a partir de los dos escenarios de depleción ya mencionados.....152
Figura 75	Serie (2011 - 2022) de distribución de frecuencia de tallas agrupadas cada 1 mm de LC para la langosta de Juan Fernández en torno al subsistema de Robinson Crusoe – Santa Clara. 155
Figura 76	Tendencia de los indicadores basados en las tallas para el stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández en el subsistema de RC-SC bajo un escenario de mortalidad natural $M = 0.1$. 156
Figura 77	Tendencia de los indicadores basados en las tallas para el stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández en el subsistema de RC-SC bajo un escenario de mortalidad natural $M = 0.05$. 157
Figura 78	Serie (2008 - 2022) de distribución de frecuencia de tallas agrupadas cada 1 mm de LC para la langosta de Juan Fernández en el subsistema de Alejandro Selkirk.....158
Figura 79	Tendencia de los indicadores basados en las tallas para el stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández en el subsistema AS bajo un escenario de mortalidad natural $M = 0.1$159
Figura 80	Tendencia de los indicadores basados en las tallas para el stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández en el subsistema AS bajo un escenario de mortalidad natural $M = 0.05$160
Figura 81	Serie (2019 - 2022) de distribución de frecuencia de tallas agrupadas cada 1 mm de LC para la langosta de Juan Fernández en torno al subsistema Islas Desventuradas162
Figura 82	Tendencia de los indicadores basados en las tallas para el stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández en el subsistema ID bajo un escenario de mortalidad natural $M = 0.1$163
Figura 83	Tendencia de los indicadores basados en las tallas para el stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández en el subsistema ID bajo un escenario de mortalidad natural $M = 0.05$164

Figura 84	Datos crudos de esfuerzo de pesca y capturas semanales de 21 temporadas de pesca de langosta de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe – Santa Clara.....	169
Figura 85	Datos de longitud cefalotorácica de langostas de Juan Fernández en la pesca por semana obtenidos entre 2008 y 2020 y modelo spline ajustado a los datos.	170
Figura 86	Representación del ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe – Santa Clara en la temporada 2002-2003. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.	171
Figura 87	Parámetros estimados por los modelos de depleción para cada una de las temporadas de pesca de langosta de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe – Santa Clara. Las barras son dos errores estándar por debajo y por arriba del estimado.	172
Figura 88	Tasas de mortalidad por pesca (línea roja) y natural (línea verde) estimadas por el modelo de depleción seleccionado para cada una de 21 temporadas de pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe – Santa Clara.	173
Figura 89	Histograma de correlaciones pareadas de los parámetros estimados directamente y las biomásas anuales del modelo de producción excedente Pella-Tomlinson aplicado a biomásas iniciales y capturas totales de 21 temporadas de pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe – Santa Clara.....	174
Figura 90	Datos crudos de esfuerzo de pesca y capturas semanales de 12 temporadas de pesca de langosta de Juan Fernández en el subsistema Alejandro Selkirk.	176
Figura 91	Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Alejandro Selkirk en la temporada 2009-2010. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.	177
Figura 92	Parámetros estimados por los modelos de depleción para cada una de las 14 temporadas de pesca de langosta de Juan Fernández en el subsistema Alejandro Selkirk. Las barras son dos errores estándar por debajo y por arriba del estimado.	178
Figura 93	Tasas de mortalidad por pesca (línea roja) y natural (línea verde) estimadas por el modelo de depleción seleccionado para cada una de 14 temporadas de pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Alejandro Selkirk.....	179
Figura 94	Histograma de correlaciones pareadas de los parámetros estimados directamente y las biomásas anuales del modelo de producción excedente Pella-Tomlinson aplicado a biomásas iniciales y capturas totales de 14 temporadas de pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Alejandro Selkirk.	180
Figura 95	Datos crudos de esfuerzo de pesca y capturas semanales de 8 temporadas de pesca de langosta de Juan Fernández en el subsistema Islas Desventuradas.....	182
Figura 96	Representación del ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Islas Desventuradas en la temporada 2010-2011. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.	183

Figura 97	Parámetros estimados por los modelos de depleción para cada una de las temporadas de pesca de langosta de Juan Fernández en el subsistema Islas Desventuradas. Las barras son dos errores estándar por debajo y por arriba del estimado.	184
Figura 98	Tasas de mortalidad por pesca (línea roja) y natural (línea verde) estimadas por el modelo de depleción seleccionado para cada una de 8 temporadas de pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Islas Desventuradas.	185
Figura 99	Histograma de correlaciones pareadas de los parámetros estimados directamente y las biomazas anuales del modelo de producción excedente Pella-Tomlinson aplicado a biomazas iniciales y capturas totales de 8 temporadas de pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Islas Desventuradas.	186
Figura 100	Ajuste del modelo talla estructurado a las capturas y diversos índices de abundancia para el subsistema RC-SC.	188
Figura 101	Ajuste del modelo a los datos de frecuencia de longitudes de machos y hembras de langosta de Juan Fernández para el periodo 2011-2022 en el subsistema RC-SC.	189
Figura 102	Estimación de tasas instantáneas de mortalidad por pesca (F), selectividad de la trampa, selectividad de la trampa y ojiva de madurez sexual (hembras) y serie de tiempo de biomasa desovante de langosta de Juan Fernández en el subsistema RC-SC.	190
Figura 103	Efecto de la tasa instantánea de mortalidad por pesca (F) sobre la biomasa desovante de equilibrio y capturas bajo tres escenarios de mortalidad natural para el subsistema RC-SC... 190	190
Figura 104	Series de tiempo de captura retenida por viaje (Número de langostas retenidas / viaje) para los subsistemas RC-SC, AS e ID con sus respectivos niveles umbrales de referencia límite (amarilla) y objetivo (rojo). Barras verticales corresponden a intervalos de confianza del 95%. 192	192
Figura 105	Diagrama de fases del estado de explotación en 17 temporadas de pesca de langostas de Juan Fernández para el subsistema de RC-SC. El panel A) ilustra el estado del stock según la función de excedente de producción de Schaefer, el panel B) ilustra el estado del stock según la función de excedente de producción de Fox. En ambos escenarios la condición inicial de la biomasa fue determinada por un nivel de depleción del 80% ($B_{2006}/K = 0.2$)	194
Figura 106	Diagrama de fases del estado de explotación en 17 temporadas de pesca de langostas de Juan Fernández para el subsistema de AS. El panel A) ilustra el estado del stock según la función de excedente de producción de Schaefer, el panel B) ilustra el estado del stock según la función de excedente de producción de Fox. En ambos escenarios la condición inicial de la biomasa fue determinada por un nivel de depleción del 80% ($B_{2006}/K = 0.2$).....	195
Figura 107	Diagrama de fases del estado de explotación en 12 temporadas de pesca de langostas de Juan Fernández para el subsistema de ID. El panel A) ilustra el estado del stock según la función de excedente de producción de Schaefer, el panel B) ilustra el estado del stock según la función de excedente de producción de Fox. En el primer escenario la condición inicial de la biomasa fue determinada por un nivel de depleción del 80% ($B_{2010}/K = 0.2$), pero en el segundo escenario fue determinada por un nivel de depleción del 70% ($B_{2010}/K = 0.3$).....	197
Figura 108	Dinámica de la biomasa y las capturas de 21 temporadas de pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema RC-SC según los modelos de depleción y el modelo de producción excedente.	202
Figura 109	Diagrama de fases del estado de explotación en 21 temporadas de pesca de langostas de Juan Fernández en RC-SC según el modelo de producción excedente.....	203

Figura 110	Dinámica de la biomasa y las capturas de 14 temporadas de pesca de langostas de Juan Fernández en AS según los modelos de depleción y el modelo de producción excedente. .203
Figura 111	Diagrama de fases del estado de explotación en 14 temporadas de pesca de langostas de Juan Fernández en AS según el modelo de producción excedente.204
Figura 112	Dinámica de la biomasa y las capturas de 8 temporadas de pesca de langostas de Juan Fernández en el Islas Desventuradas según los modelos de depleción y el modelo de producción excedente. No se muestran bandas de errores estándar alrededor del RMS y B_{RMS} debido a defectos de convergencia causados por la brevedad de la serie de tiempo de biomاسas, sus errores estándar, y desembarques totales anuales204
Figura 113	Diagrama de fases del estado de explotación en 8 temporadas de pesca de langostas de Juan Fernández en el Islas Desventuradas según el modelo de producción excedente. No se muestran bandas de errores estándar alrededor del estado final (2017-2018) debido a defectos de convergencia causados por la brevedad de la serie de tiempo de biomاسas, sus errores estándar, y desembarques totales anuales.205
Figura 114	Diagrama de fases del estado de explotación del stock de langostas en RC-SC utilizando el modelo talla estructurado.205

ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO I: Acta reunión de coordinación

ANEXO II: Registros talleres técnicos

ANEXO III: Registros participación en reuniones

ANEXO IV: Personal participante por actividad

ANEXO V: Taller de evaluación y discusión de resultados

ANEXO VI: Resultados del ajuste de modelos de depleción y producción por temporada y subsistema insular

PRESENTACIÓN DE AUTORES POR FUNCIÓN EN EL PROYECTO

Profesionales		
Nombre	Título Académico	Descripción
Billy Ernst	PhD. in Fisheries	Jefe de Proyecto, Modelación talla estructurada, datos, estandarización, talleres, informes.
Braulio Tapia Álvarez	MSc. en pesquerías	Modelos para pesquerías pobres en datos, estandarización, talleres, informes.
Ruben Roa	PhD en Estadística	Modelos de depleción, modelos de producción excedente, datos, puntos de referencia, talleres, informes.
Luciano Espinoza	MSc. en pesquerías	Revisión bibliográfica, análisis de datos, informes
Angelo Aguilar	MSc. en pesquerías	Implementación de FishPath para todos los subsistemas.
Josefa Pino Aguilera	MSc. (c) en pesquerías	Análisis de datos, gestión de proyecto, talleres, informes
Julio Chamorro Solis	PhD. (c) en gestión de empresas	Talleres locales, depuración de información.
Juan Valero	PhD in Fisheries	Colaborador: Discusión sobre la Implementación del modelo en stock síntesis. Finalmente se desiste en el uso de este modelo.
Simon de Lestang	PhD en Pesquerías	Participación en el taller
Carolina Parada	PhD en Oceanografía	Revisión y discusión del modelo conceptual de estructuración poblacional de la langosta.

1 OBJETIVOS

1.1 Objetivo general

Determinar un procedimiento de evaluación de la langosta de Juan Fernández, considerando los subsistemas que componen la pesquería.

1.2 Objetivos específicos

1.2.1 Evaluar posibles metodologías disponibles para establecer e implementar el procedimiento de evaluación de stock de langosta de Juan Fernández considerando los subsistemas Robinson Crusoe, Alejandro Selkirk y Desventuradas.

1.2.2 Establecer los requerimientos de datos e información para potenciales procedimientos de evaluación de stock para langosta de Juan Fernández.

1.2.3 Proponer puntos biológicos de referencia para el establecimiento del status de la langosta de Juan Fernández.

2 ANTECEDENTES

El archipiélago Juan Fernández es un conjunto de islas oceánicas (AJF; Arana, 1987) que emergen de la dorsal de Juan Fernández en la placa de Nazca, a 360 mn aproximadamente de la costa chilena, frente a Valparaíso (33°40'S; 79°00'W, Figura 1). Está compuesto de tres islas: Robinson Crusoe, Santa Clara, y Alejandro Selkirk; esta última ubicada a ~90 mn más al oeste. Las características oceánicas y su alto grado de endemismo (Rozbaczylo & Castilla, 1987; Pequeño & Sáez, 2000) hacen de estas islas un ecosistema muy diferente respecto al de la costa de Chile continental. Por su peculiaridad biogeográfica e importancia geológica, en 1935 el Estado de Chile las declaró parque nacional. Posteriormente, en 1977 la UNESCO las declaró reserva mundial de la biósfera (www.unesco.org), y más recientemente, en enero de 2018 el Consejo de ministros para la sustentabilidad (CMS) aprobó la creación de un parque marino en el archipiélago Juan Fernández y la ampliación del AMCP-MU (Área marina costera protegida de múltiples usos).

Además, por el cordón montañoso de Nazca, a unos 780 kilómetros al norte del archipiélago Juan Fernández y a poco más de 850 kilómetros al oeste de la costa chilena frente a Chañaral (Región de Atacama, Figura 1), se encuentra un conjunto de pequeñas islas e islotes que componen el archipiélago de las Islas Desventuradas (ID) cuyas islas principales son San Félix y San Ambrosio (Bahamonde, 1987). Sus aguas circundantes muestran similitudes faunísticas y florísticas considerables entre sí y con las del archipiélago Juan Fernández, presentando los índices de endemismo de especies más altos registrados en el mar, con un 72% de especies exclusivas de estas islas. Para asegurar su protección, en marzo de 2016 se promulgó la Declaración de Parque Marino “Nazca-Desventuradas” (D.S. (MMA) N° 5/2016) con una superficie protegida de 300.035 km², cuya publicación oficial se realizó en agosto del mismo año.

Históricamente, los recursos pesqueros aledaños a ambos sistemas insulares han sido extraídos por la comunidad fernandeziana. La población habita de forma permanente solo el poblado de San Juan Bautista, emplazado en bahía Cumberland en la isla Robinson Crusoe, albergando a 926 habitantes (53.9% hombres y 46.1% mujeres, Censo 2017), cuyo desarrollo económico se sustenta en gran medida en torno a la explotación de crustáceos. La actividad pesquera es exclusivamente artesanal (Pladeco, 2009, Juan Fernández) y la langosta de Juan Fernández (*Jasus frontalis*) es la especie principal. Sin embargo, en las últimas décadas la pesquería de cangrejo dorado (*Chaceon chilensis*) se ha presentado como alternativa para diversificar la actividad extractiva (Pladeco, 2015). Se explotan además algunas especies ícticas (e.g. breca, vidriola, bacalao) tanto para consumo humano directo, como para creación de artesanías y usos como carnada dentro del proceso de captura de crustáceos. El alto valor económico de la langosta y la falta de desarrollo de otros sectores, han determinado que el esfuerzo pesquero se concentre principalmente en la explotación de crustáceos (i.e., langosta de Juan Fernández principalmente y cangrejo dorado), aunque los niveles de extracción de las especies ícticas son también importantes (Ernst *et al.*, 2010a; Ernst *et al.*, 2012).

La pesquería de langosta de Juan Fernández es una de las más antiguas pesquerías de crustáceos de Chile y cuenta con registros de captura desde los años 30 (Yáñez *et al.*, 1985). Las faenas extractivas se han realizado históricamente en tres áreas de pesca -que pasaremos a nombrar subsistemas- a saber: Robinson Crusoe-Santa Clara (RC-SC); Alejandro Selkirk (AS); y San Félix-San Ambrosio (ID). La flota pesquera principal, entre 37 a 45 embarcaciones, opera en el litoral de

Robinson Crusoe-Santa Clara. En Alejandro Selkirk opera solamente una fracción del total de pescadores, 14 embarcaciones dependiendo de la temporada de pesca (17 en los últimos años), que se trasladan temporalmente a la isla hacia fines de septiembre de cada año, retornando nuevamente a Robinson Crusoe en mayo.

En el archipiélago Islas Desventuradas las actividades pesqueras son esporádicas y se desarrollan durante un tiempo variable, dependiendo del interés de los pescadores y de la autorización de la Armada de Chile para levantar la base en la isla San Ambrosio durante cada temporada de pesca. Un pequeño grupo de pescadores de Juan Fernández (3 a 8 embarcaciones desde 2010, *Com. Pers, Asesoría Productiva STIPA JF, Ernst et al., 2015*) se desplaza e instala en la isla San Ambrosio por variados períodos de tiempo, regresando posteriormente a la isla Robinson Crusoe (Arana, 1987).

La pesca de langosta se ha manejado con un sistema dual con componentes formales e informales. Los componentes formales consisten principalmente en regulaciones aplicadas a pesquerías de **estrategia tipo “SSS” (sexo, talla y temporada**, Kruse, 1993); para esta pesquería las regulaciones formales corresponden a:

- Talla mínima legal de 115 mm de longitud cefalotorácica medida desde la base de las antenas hasta el borde posterior del caparazón (D.S. (MIN FOM) N° 1584 de 1934).
- Veda biológica que rige entre el 15 de mayo y el 30 de septiembre de cada año en todo el archipiélago Juan Fernández (D.S. (MINAGRI) N° 223 de 1963 y D.S. (MINECON) N° 311 de 2004). Este último decreto correspondiente a lo establecido para la pesquería en la isla Alejandro Selkirk.
- Veda biológica que rige entre el 1° de junio y el 30 de septiembre de cada año, en Islas Desventuradas (D.S. (MINAGRI) N° 1241 de 1951).
- Trampa como único arte de pesca permitido para capturar langosta en el archipiélago Juan Fernández e Islas Desventuradas (Res. (SUBPESCA) N° 957 de 1992).
- Suspensión transitoria de la inscripción en los registros pesqueros artesanales de la especie Langosta de Juan Fernández en la V Región e Islas Oceánicas (Res. Ex. (SUBPESCA) N° 3356 de 2004) ratificada hasta 2019 (Res. Ex. (SUBPESCA) N° 4011 de 2009; Res Ex. (SUBPESCA) N° 3557 de 2014).

La regulación informal corresponde al sistema no escrito de tenencia de lugares de pesca “marcas”, que ha contribuido durante décadas a limitar el esfuerzo de pesca (Ernst *et al.*, 2010a; Ernst *et al.*, 2013). **Cada pescador o familiar de él puede “poseer” un cierto número de lugares de pesca.** El uso y la transferencia de los derechos sobre estas marcas es regulado por complejas pero claras reglas internas (Ernst *et al.*, 2010a; Ernst *et al.*, 2013).

En Chile, en el marco de la Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA), se mandata mantener o llevar las pesquerías hacia el RMS, aplicando el enfoque precautorio, el enfoque ecosistémico, y propendiendo al desarrollo sustentable de la actividad. Para ello, fundamentalmente, se requiere entender la dinámica y condición de los stocks explotados que permitan establecer las acciones necesarias y oportunas para la regulación de las pesquerías. La pesquería de langosta de Juan Fernández, en particular, no cuenta en la actualidad con una evaluación cuantitativa que permita determinar, de forma regular, las fluctuaciones en condición de explotación del recurso.

En el pasado, la carencia de programas continuos de levantamiento de información promovió el uso de modelos con supuestos muy restrictivos, que generaron predicciones opuestas a la tendencia de los indicadores (Ernst & Orensanz (en Arana *et al.*, 2006b), Ernst *et al.*, 2013). Esto motivó a la comunidad fernandeziana, en colaboración con algunos investigadores que trabajaban en este sistema, a desarrollar a partir del año 2006 un programa de monitoreo biológico-pesquero participativo que permitió dar continuidad a la recolección de información, logrando construir una serie de tiempo de indicadores de tasas de captura desde ese entonces hasta la actualidad. En el tiempo, esta iniciativa fue apoyada por diversos programas que han permitido fortalecer la recolección de información biológica y pesquera. Así, a partir de 2014 y de manera permanente se ejecuta el monitoreo de la pesquería, sumado a la caracterización ambiental desde el año 2018 (Ernst *et al.*, 2019). De esta manera, se ha generado un incremento en el volumen de la información disponible para el desarrollo de una evaluación de stock y para el manejo.

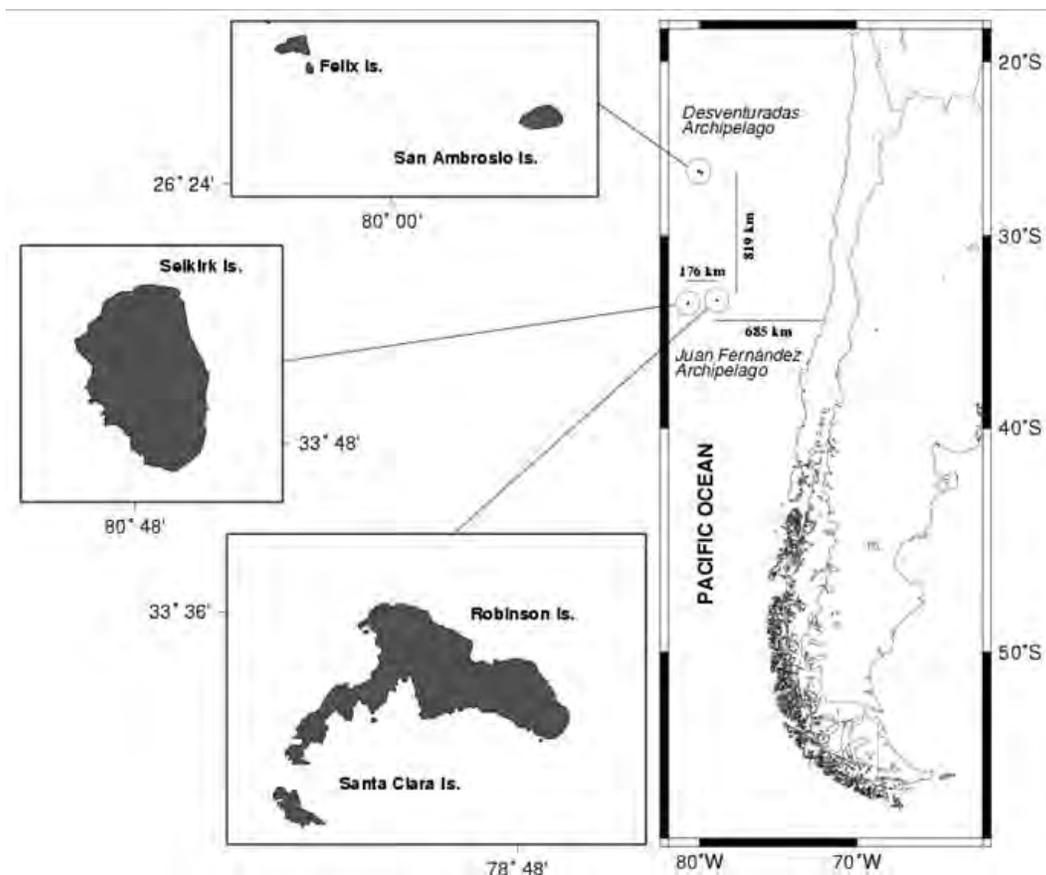


Figura 1 Ubicación geográfica de los archipiélagos Juan Fernández e Islas Desventuradas.

2.1 Modelación y evaluación de stock de la langosta de Juan Fernández

En los últimos 40 años se han seguido tres enfoques de modelización para investigar la dinámica de la población de langosta explotada como base para avanzar en recomendaciones de ordenación (Tabla 1). Primero, los datos recopilados en una serie de proyectos discontinuos fueron utilizados en evaluaciones formales de stock utilizando enfoques genéricos simplificados (Pauly, 1983; Sparre & Venema, 1992): (i) modelos de biomasa agregada ajustados a datos de captura y esfuerzo (Larraín & Yáñez, 1983; Arana, 1983; Yáñez *et al.*, 1985; Henríquez *et al.*, 1985; (ii) análisis de rendimiento por recluta (Yáñez *et al.*, 1985), y (iii) modelos basados en distribuciones de frecuencia de talla bajo supuestos de equilibrio (Yáñez *et al.*, 2000; Espejo y Yáñez en Arana *et al.*, 2006a). En segundo lugar, Eddy *et al.* (2010) realizaron un análisis de simulación bioeconómico del sector Robinson Crusoe-Santa Clara utilizando un modelo de biomasa agregada para representar la dinámica del stock. La tasa intrínseca de aumento de la población se inspiró en estimaciones para la especie congénérica *Jasus edwardsii* de Nueva Zelanda, y la capacidad de carga se aproximó basándose en la interpretación de relatos anecdóticos históricos. Se agregó resolución espacial al dividir la región y permitir los movimientos de langosta entre regiones adyacentes. El modelo se ajustó a la serie histórica de datos de desembarques y se realizaron proyecciones en varios escenarios (*estatus quo*, reducción del esfuerzo, “administración”, reservas marinas). Un tercer enfoque, sin lugar a duda el más complejo utilizado hasta el momento en alguna pesquería artesanal en Chile fue el desarrollado por Porobic *et al.*, (2019). Esta aplicación involucró la parametrización **de un modelo ecosistémico ATLANTIS del tipo “end-to-end”, que considera el forzamiento físico local**, grupos funcionales del ecosistema del mar de Juan Fernández y las flotas artesanales de AS y RC-SC. La estructuración espacial de este modelo se basó en trabajos previos sobre estructura poblacional (Porobic *et al.*, 2013), la conectividad larvaria entre subsistemas (Porobic *et al.*, 2012), e información histórica y reciente sobre la pesquería.

Tabla 1

Resumen histórico de evaluaciones de stock y prescripciones que respaldaron para la pesquería de langosta de Juan Fernández, islas Robinson y Santa Clara únicamente. (Modificado de Ernst *et al.*, 2013).

Fuente	Datos	Modelo	CTP de equilibrio (1000s de langostas)	Conclusiones y recomendaciones
Larraín & Yáñez (1983)	Datos de captura por trampa colectados por la cooperativa entre 1972/73 y 1978/79	Generalized stock production model	32 - 38.3	La pesquería estaba en equilibrio bioeconómico. El esfuerzo fue 59-136% superior al óptimo (según el modelo específico ajustado). Reducción del esfuerzo recomendado (con las debidas advertencias en cuanto a las consecuencias sociales) o redireccionamiento a regiones poco explotadas (Selkirk y Desventuradas).
Arana (1983)	Las series se extienden hasta la temporada 1980/81	""	31 - 32	El esfuerzo estuvo 32-36% por encima del óptimo. Se recomienda una cuota de 25,000 langostas.
Yáñez et al. (1985)	Las series se extienden hasta la temporada 1981/82	""	42.9 - 62.3 (58.5-75.3 para todo el archipiélago)	"La población puede estar mostrando resistencia a la extinción". Captura máxima de 56,000 langostas recomendada para todo el archipiélago.
""	Datos de frecuencia de tallas; parámetros de crecimiento y mortalidad	Rendimiento por recluta	40.7 - 45.6	
Henríquez et al. (1985)	Series de datos de captura y esfuerzo se extienden a las temporadas 1984/85	Modelo de producción	43 - 44.6	El esfuerzo estaba 54% sobre el óptimo.
Yáñez et al. (2000)	Datos de frecuencia de tallas, temporada 1996/97; crecimiento y parámetros de mortalidad	Modelo de equilibrio basado en tallas		Mantenga la talla mínima actual. Se recomienda una ligera reducción del esfuerzo. Una alta tasa de explotación puede comprometer el nivel de biomasa a mediano plazo. Se recomienda una captura de 32,900 langostas, recomendada bajo una estrategia F0.1
Espejo & Yáñez en Arana et al. (2006a)	<i>Ibid.</i> , datos de la temporada 2005/06	""		Abundancia relativa en el nivel más alto en 30 años, lo que contradice las expectativas anteriores. Los puntos de referencia estándar indican que la captura anual del archipiélago debería ser de 54,700 langostas. Una reglamentación de cuotas o esfuerzo recomendada como alternativas para reducir las tasas de cosecha actuales, con las debidas advertencias.
Eddy et al. (2010)	Datos históricos de captura y parámetros de dinámica poblacional de <i>J. edwardsii</i> de NZ.	Modelo de producción por área en torno al subsistema RC-SC		Se recomienda implementar un área marina protegida en la zona norte de la isla Robinson Crusoe.
Porobic et al. (2019)	Serie de datos biológicos y pesqueros disponibles para RC-SC y AS. Forzamiento hidrodinámico. Información sobre grupos funcionales.	Modelo ecosistémico ATLANTIS		El modelo indica que el efecto de la flota artesanal sobre el ecosistema de Juan Fernández es bajo a moderado y que su influencia opera principalmente a través de la pesquería de la langosta. El agotamiento de langosta de gran tamaño ha llevado a un aumento en la población de erizos de mar.

3 METODOLOGÍA

3.1 Consideraciones espaciales del estudio

El presente estudio se desarrolla sobre la pesquería de la langosta de Juan Fernández (*Jasus frontalis*) que opera en torno a los archipiélagos Juan Fernández (AJF) e Islas Desventuradas (ID) (Figura 1). El esfuerzo de pesca en AJF está presente alrededor de las islas de Robinson Crusoe y Santa Clara (RC-SC), con una fracción importante concentrada en este subsistema. Una fracción de 14 embarcaciones en Alejandro Selkirk (AS), y de 3 a 8 embarcaciones en ID.

Basado en el nivel de información existente, este proyecto examina la implementación de diferentes modelos de evaluación de stock de la langosta de Juan Fernández a partir de diferentes niveles de complejidad y para cada subsistema.

3.2 Aproximaciones por objetivo

Esta propuesta técnica aborda los objetivos del proyecto establecidos en los Términos Técnicos de Referencia del proyecto FIPA 2021-15. Sin embargo, consideramos que la recopilación y análisis de la calidad y completitud de la información disponible antecede cualquier proceso de selección de modelo de evaluación de stock. Por lo que inicialmente se presenta la síntesis y análisis de la calidad y cantidad de información disponible de la pesquería de langosta para cada subsistema. En la discusión se abordará finalmente la información prioritaria que se requiere para la parametrización de los modelos de evaluación de stocks.

3.2.1 Objetivo General: Determinar un procedimiento de evaluación de la langosta de Juan Fernández, considerando los subsistemas que componen la pesquería.

3.2.1.1 Modelo Conceptual de la langosta de Juan Fernández y su pesquería

En una primera etapa, se recopiló la información biológica, ecológica y pesquera de la langosta de Juan Fernández, incluyendo los principales aspectos del crecimiento somático (incremento y frecuencia de mudas), la mortalidad natural, la reproducción (madurez a la talla, portación a la talla), la estructura poblacional (genética) y la conectividad larvaria entre subsistemas. Se realizó además una revisión bibliográfica de especies congénicas, tal que permitiera tener un marco comparativo respecto de los parámetros de historia de vida vitales para este recurso. Según la información disponible y la estructuración de los programas actuales de levantamiento de información, en este proyecto se consideraron tres unidades de pesca (RC-SC, AS e ID). En el taller con expertos se discutió sobre la decisión de considerar tres unidades de pesquería, sobre el levantamiento de información y sobre los resultados de la modelación. La revisión bibliográfica basada principalmente en varios aspectos de historia de vida, distribución espacial de la captura de la langosta, la modelación biofísica de estadios tempranos y genética de poblaciones (Porobic *et al.* (2012), Porobic *et al.* (2013) Rojas-Araos *et al.* 2024), la modelación ecosistémica de la dorsal de Juan Fernández, permitió revisar aspectos de estructuración poblacional e identificar las fortalezas y las debilidades de la información existente.

3.2.2 Objetivo específico 1: Establecer los requerimientos de datos e información para potenciales procedimientos de evaluación de stock para langosta de Juan Fernández.

Fuentes de Información

En el presente proyecto se procedió a revisar la información biológica y pesquera disponibles para la langosta de Juan Fernández en todos los subsistemas. Esto implicó la revisión de informes técnicos, artículos científicos, tesis de pre y postgrado, y de bases de datos a las cuales tuvimos acceso.

Ernst et al., (2013) resumen la información histórica disponible para el recurso langosta de Juan Fernández, donde destaca información de rendimientos de pesca provenientes de informes técnicos en la década de los 70, pero no de bases de datos con registros biológico/pesqueros por viaje de pesca. Sólo a partir de la temporada 1996/97 comienzan los proyectos FIPA que han cautelado las bases de datos de proyectos desarrollados en las temporadas 1996/97 y 2004/05.

Si bien los registros de desembarque datan del año 1930, los registros digitales organizados en bases de datos por viaje de SERNAPESCA se originan en el año 2002. Luego, en el año 2007 comienza a haber presencia de funcionarios de SERNAPESCA en el subsistema de RC-SC, mejorando con ello la calidad de la información de los registros de declaración de captura.

De esta forma, a partir del año 2002, se van consolidando tres bases de datos principales provenientes de distintos programas de levantamiento de información: (a) SERNAPESCA acoplado al registro desarrollado por el Control de Tráfico Marítimo a cargo de la Armada de Chile, (b) Monitoreo de Bitácoras de pesca y (c) Monitoreo Biológico/Pesquero de las capturas (Tabla 2). En el presente proyecto se analizaron y compararon los indicadores provenientes de cada fuente de información.

Primero, se cuenta con información censal reportada por SERNAPESCA, que presenta el registro continuo más extenso de capturas por viaje de pesca en toneladas (desde 2002 hasta hoy) en los subsistemas de RC-SC y AS. En el subsistema de ID, no se tiene registro directo de la captura por viaje de pesca, ya que históricamente se imputaron al subsistema de RC-SC. Sin embargo, el presente proyecto utilizó los registros de embarcaciones operativas a través de la identificación de la matrícula de las embarcaciones y la fecha en la que operaron (disponibles en la capitanía de Puerto de Juan Fernández a partir de la década de los años 1980s) a fin de revisar la actividad y producción de cada embarcación y reconstruir los registros por viaje de pesca de SERNAPESCA, que junto con entrevistas realizadas a los pescadores y patrones de dichas embarcaciones posibilitaron reconstruir la serie de capturas (t) por viaje de pesca para el subsistema de ID y para cada subsistema desde el año 2002.

La segunda fuente información es de carácter muestral y proviene del registro participativo de parte de los pescadores, quienes reportan sus capturas en bitácoras de pesca especialmente diseñadas

para ser utilizadas a bordo (Ernst *et al.*, 2010). Este programa comenzó a operar en el año 2006, manteniéndose activo hasta la fecha y alimentando una base de datos digital de capturas de langostas retenidas y no retenidas (bajo la talla mínima legal de extracción o langostas grávidas), y de esfuerzo medido por viaje de pesca o por trampa levantada para los subsistemas de RC-SC y AS. En el subsistema de ID, en cambio, se ha contado con información más frecuente desde la temporada 2010/11 hasta la actualidad, aunque con algunas temporadas sin registros (*e.g.*, 2011/12, 2012/13 y 2018/19). La falta de continuidad en el reporte de información pesquera para ID suele estar asociada a la dificultad logística de acceder a este remoto territorio, pudiendo afectar el proceso participativo de los registros de pesca o la pérdida —en alguna ocasión— de las bitácoras de pesca.

Finalmente, se dispone de una tercera fuente de información dada por el registro que desarrolla el monitoreo biológico a partir de observadores científicos a bordo de las embarcaciones artesanales durante faenas normales de pesca. Los muestreadores científicos registran la información biológica de toda la captura por trampa levantada (langostas retenidas y no retenidas), *i.e.*, longitud cefalotorácica, sexo, condición funcional de madurez, entre otras. Los reportes documentados, también dan cuenta del esfuerzo por viaje de pesca y los registros de captura dados por ambas unidades de esfuerzo - viaje de pesca y trampa levantada- han constituido un registro de tipo muestral. En el subsistema de RC-SC se cuenta con información desde la temporada 2004/05 a 2006/07 para luego consolidarse como monitoreo biológico continuo desde la temporada 2011/12 hasta la fecha. En el subsistema de AS existe continuidad desde la temporada 2008/09 hasta hoy. Mientras en el subsistema de ID, se dispone de una serie de registros biológicos más pequeña que comienza en la temporada 2014/15 hasta la 2022/23, pero con algunas temporadas sin registro, *e.g.*, las temporadas 2015/16 y 2018/19.

Para la pesquería de la langosta de Juan Fernández, entonces, existen dos formas tradicionales de representar la captura por unidad esfuerzo: captura por viaje de pesca y otra de mayor resolución como captura por trampa levantada. Esta última unidad de esfuerzo surge considerando la variación del número de trampas utilizadas por viaje a lo largo de la temporada de pesca, exhibiendo elevados valores a comienzos de la temporada y disminuye hacia abril-mayo (cierre de la temporada).

3.2.2.1 Consolidación de una base de datos única

Durante el desarrollo de la propuesta técnica de este proyecto se planteó la necesidad de conformar una base de datos unificada entre SERNAPESCA, el Control de Tráfico Marítimo (de la Armada de Chile), y los programas de monitoreo que ha desarrollado la Universidad de Concepción, siendo el viaje de pesca el elemento central. Sin embargo, si bien se reunió toda la información disponible en este trabajo, no pudo ser unificada, debido a que cada viaje de pesca reportado en el subsistema de ID no se correspondió entre las bases de datos. Los registros asociados a los viajes de pesca, tanto de SERNAPESCA como del Control de Tráfico Marítimo, pueden contener varias caladas reportándose en numerosas ocasiones a nivel semanal.

Información disponible

3.2.2.1.1 Desembarques

La información de desembarque es importante en el uso de modelos de evaluación de stock, ya que contiene información directa de la acción humana sobre el recurso. El Servicio nacional de pesca y acuicultura es la institución nacional encargada de recopilar la información de captura y esfuerzo que proveen los patrones de las embarcaciones de pesca en el archipiélago Juan Fernández a través de la Declaración artesanal (DA). La estadística de desembarque de langosta por viaje y embarcación se registra en función de dos caletas reconocidas: (i) Bahía Cumberland (RC-SC) y (ii) Alejandro Selkirk (AS); y dos zonas de pesca: (i) Juan Fernández y (ii) San Félix – San Ambrosio (ID). La estadística por viaje de pesca de SERNAPESCA debiera ser censal, ya que completar el DA es una actividad mandatoria en cada viaje de pesca. Sin embargo, en el pasado, durante la ausencia de la autoridad fiscalizadora en la isla (previo a la temporada 2007/08) se espera que la tasa de entrega de DAs fuera menor. En el presente proyecto, se revisó la información de desembarque de las bases de datos de SERNAPESCA para analizar la completitud de información respecto de viajes de pesca por bote, caleta y zona de pesca (subsistema) para dos períodos previos y posteriores al año 2007. Utilizando los registros de embarcaciones operativas (disponibles en la capitanía de Puerto de Juan Fernández a partir de la década de los años 1980s) se revisó la actividad y producción de cada embarcación para corroborar la completitud de los registros por viaje. Además, los desembarques totales se reconstruyeron en base a la suma de las capturas por viaje y se compararon con la información disponible en los anuarios de SERNAPESCA. Esto nos permitió investigar hasta que período en el tiempo se pudo separar las capturas por subsistema. En base a la información disponible por nuestro equipo y a entrevistas desarrolladas se identificó aquellas embarcaciones que operaron en cada subsistema desde el año 2000.

Esfuerzo de pesca

La base de datos oficial del esfuerzo de pesca expresado como número de viajes de pesca lo constituyen los DAs reportados por los pescadores ante SERNAPESCA. A partir de la temporada 2011/12 se incorporó la información del Control de Tráfico Marítimo proveniente de la capitanía de puerto de Juan Fernández, con lo cual se obtiene el esfuerzo diario de pesca durante cada temporada para cada subsistema. Esa información se utiliza para estimar el esfuerzo expresado en trampas y viajes totales, como también la captura total en cada subsistema (informes de Monitoreo de la langosta de Juan Fernández, e.g. Ernst et al., 2020).

3.2.2.1.2 Captura por unidad de esfuerzo nominal

La pesquería de langosta de Juan Fernández y la investigación relacionada con el seguimiento de su actividad no permite obtener evaluaciones directas sobre este recurso, debiéndose optar por la construcción de indicadores de abundancia relativa. Para construir un índice de abundancia se usan dos niveles de esfuerzo: el viaje de pesca y la trampa levantada. El desembarque por viaje de pesca está disponible a partir de las bases de datos de SERNAPESCA. Utilizando estos registros construimos series de tiempo mensuales de CPUEs (desembarque/viaje) para todas las temporadas que estén disponibles.

A partir del año 2006, se implementó un programa de monitoreo voluntario (no censal) en el archipiélago Juan Fernández para obtener información sobre captura retenida y no retenida por viaje de pesca y trampa levantada, comenzando en RC-SC, AS y posteriormente en ID. Para efectos de levantamiento de información a partir de bitácoras de pesca, este programa contempla 11 zonas en RC-SC, 6 en AS, y 3 en ID (Figura 2). Las zonas determinadas para ID corresponden a los caladeros cercanos a la isla San Félix (zona 1), otra alrededor de la isla San Ambrosio (zona 3) y, finalmente, una zona entre ambas islas (zona 2; dado por 12 millas de separación entre islas). Históricamente los indicadores pesqueros han sido analizados por subsistemas (e.g. CPUEs) y las zonas han sido utilizadas como factor para su estandarización (Ernst *et al.*, 2010 y Ernst *et al.*, 2013).

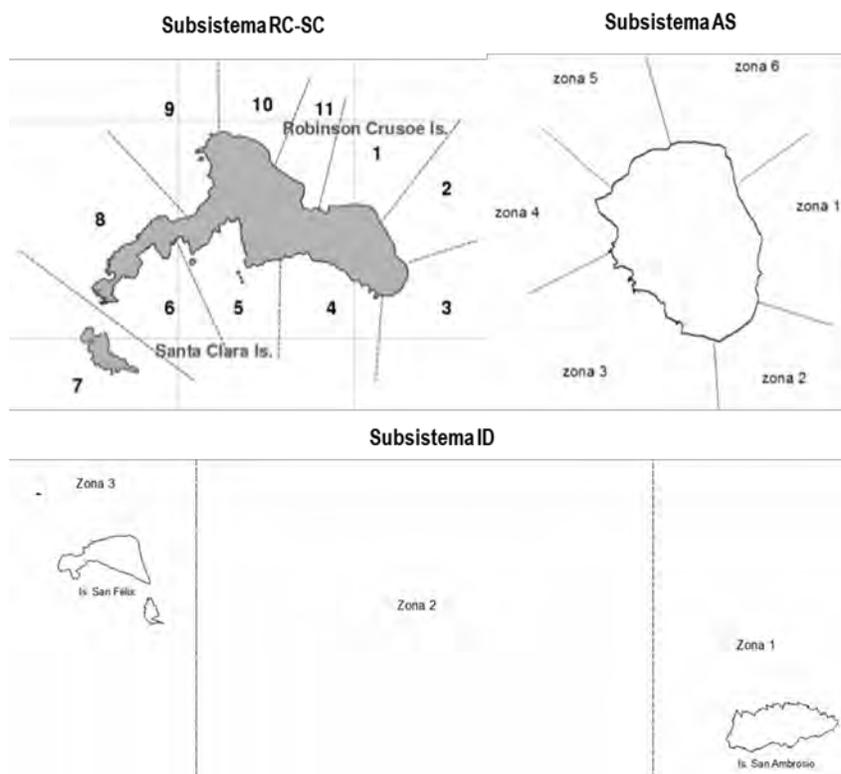


Figura 2 Subsistemas RC-SC (superior-izquierda), AS (superior-derecha) e ID (inferior). Se indica la división en zonas estadísticas utilizadas en proyectos anteriores.

Distribución de frecuencia de longitudes en la captura

El programa de monitoreo biológico, además de registrar el número de langostas retenidas y no retenidas por viaje de pesca y trampa levantada, ha permitido obtener a partir de la temporada 2011/12 datos mensuales de frecuencia de longitudes por sexo para los distintos subsistemas. Esta información también está disponible en los proyectos FIP 1996-22, 2005-21 y FIP 2008-24, sin embargo, los datos de talla de los dos primeros proyectos están con medidas post-oculares, lo cual no las hace directamente comparables con el resto de la información más reciente. Se revisó la completitud de la información, los tamaños de muestra y los porcentajes de cobertura respecto del número de viajes totales de pesca.

3.2.2.1.3 Programa de Marcaje y Recaptura 2008-2009

En el desarrollo del proyecto FIP 2008-24 en la isla Alejandro Selkirk, se realizó un programa intensivo de marcaje y recaptura durante el monitoreo de la pesquería de la temporada 2008/09 y comienzos de la temporada 2009/10. Ese programa permitió estudiar los siguientes procesos:

- Movimiento
- Frecuencia de muda
- Incremento medio a la talla
- Tasas instantáneas de mortalidad natural y por pesca.

En el contexto del presente proyecto se revisaron los resultados del programa descrito anteriormente para apoyar el desarrollo del modelo conceptual y el de la estimación de procesos vitales como crecimiento somático y mortalidad natural.

3.2.2.1.4 Estandarización de la captura por unidad de esfuerzo

La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) puede ser un índice adecuado para evaluar los cambios en abundancia que experimenta una población (Bataille & Quinn, 2004), además puede constituir un buen indicador de la abundancia relativa bajo ciertos supuestos (Gulland, 1964; Large, 1992; Ruarte & Perrotta, 2007). A partir de la información disponible se ha posibilitado obtener estimaciones nominales de CPUE por mes y expresadas como número de langostas por viaje de pesca y número de langostas por trampa levantada.

Los índices de abundancia relativa basados en CPUE pueden ser mejorados mediante estandarización (Maunder & Punt, 2004; Ortiz & Arocha, 2004) con el objeto de remover el impacto de factores externos. En el caso particular de la pesquería de langosta, cambios espaciales en la distribución del esfuerzo se ven mermados por el ordenamiento interno en el manejo pesquero referido a los lugares de pesca asociados a cada pescador y/o bote. Por otro lado, desde el año 2004 con el cierre temporal de registro de nuevas embarcaciones, se ha contenido la incorporación de nuevos actores a la pesquería. Además, las mínimas modificaciones tecnológicas del aparejo de pesca en los últimos 30 años refuerzan la idea de que la CPUE para la langosta de Juan Fernández puede constituir un buen índice de abundancia relativa.

Diversos autores reconocen la necesidad de estandarizar los índices derivados de la captura, y la opción utilizada con más frecuencia es mediante la implementación de modelos lineales generalizados (Punt *et al.*, 2000) dado que permiten integrar en forma simple los diferentes factores e interacciones que influyen sobre la variación de la captura por unidad de esfuerzo (Hernández &

Perrotta, 2006). Para el caso de esta pesquería la estadística de captura por unidad de esfuerzo fue estimada considerando el índice de “viaje de pesca” y “trampas levantadas” como unidades de esfuerzo, registrando además factores como temporada de pesca, mes, zona de pesca -cuando estuvo disponible- y bote.

Para conocer los factores que afectan la representación media de la CPUE, se implementó un modelo lineal generalizado (GLM) con las variables categóricas: a) espacial (zona de pesca), b) operacional (bote), y las variables temporales c) temporada y d) mes. Dado que los últimos reportes técnicos han desarrollado la estandarización de la CPUE solo a través del número de ejemplares por trampa levantada como una variable aleatoria correspondiente a un conteo, la distribución de probabilidades más utilizada ha sido la del tipo Poisson. De este modo, la distribución de probabilidades Poisson ha sido sistemáticamente empleada en la estandarización de la CPUE desde la temporada 2006/07 hasta la temporada 2021/22 a través del programa de monitoreo biológico pesquero de las pesquerías y del ecosistema asociado al archipiélago Juan Fernández, lo que por otra parte ha condicionado el análisis a registros de captura mayores a cero (>0), donde aspectos de la pesquería como la intención de pesca y los rendimientos de capturas iguales a cero no estarían siendo considerados (Tascheri, 2010). En las capturas por trampa levantada muy frecuentemente se observan lances iguales a cero (e.g., entre las temporadas 2006/07 y 2021/22 las capturas de langostas retenidas iguales a cero han representado un 61% y 36% en RC-SC y AS, respectivamente). Por ello, la estandarización de la CPUE junto a la dispersión asociada a los registros iguales a cero capturas fue testeada a través de GLMs con distribuciones de tipo Poisson, Poisson inflada en cero, binomial negativa y binomial negativa inflada en cero.

El uso de las distintas distribuciones de probabilidades mencionadas también ha posibilitado explorar las opciones más adecuadas en la estandarización del número de ejemplares de langostas por viaje de pesca, así como explorar otras distribuciones de probabilidades, e.g., familia Beta para la captura documentada en peso por cada viaje de pesca (derivada desde la base de datos de SERNAPESCA). Por medio del criterio de información de Akaike (AIC) se identificó que los GLMs con distribución de probabilidades del tipo binomial negativa inflada en cero (*zero inflated negative binomial; ZINB*) fueron los más adecuados para la estandarización de la CPUE de langostas retenidas y no retenidas por trampa levantada y solo binomial negativa para la estandarización de la CPUE de langostas retenidas y no-retenidas por viaje de pesca. Mientras que GLMs con distribución de probabilidades del tipo beta fueron los más oportunos en la estandarización de la CPUE de langostas retenidas (en peso) por viaje de pesca. De este modo, modelos con distribución binomial negativa posibilitan relacionar la variable respuesta Y con variables explicativas X a través de una función de enlace logarítmico, teniendo un modelo de la forma:

$$\log(Y) = X\beta + \varepsilon$$

Ecuación 1

siendo β es el coeficiente de la función y ε la distribución del error de la variable dependiente perteneciente a la familia de dispersión exponencial. La distribución binomial negativa inflada en cero cuenta con un parámetro para la media λ , de escala ρ (varianza) y otro de forma ϕ , que representa la dispersión del error incorporado a la varianza (en este caso truncada en cero $y=0$) entonces se tiene que:

$$Y \sim nbinom(\lambda, \rho, \phi)$$

Ecuación 2

donde λ es el número esperado de ejemplares (langostas) con distribución Poisson, cuyo parámetro es una variable aleatoria con distribución Gamma.

$$f(x) = \frac{e^{-\lambda} \lambda^x}{x!}$$

$$g(\lambda) = \frac{\alpha^\beta}{\tau(\beta)} \lambda^{\beta-1} e^{-\alpha\lambda}$$

$$\lambda \geq 0; \alpha > 0; \beta > 0$$

$$\alpha = \frac{p}{1-p}; y \beta = r$$

Ecuación 3

Siendo p la probabilidad de éxito en cada prueba, indefinida hasta obtener resultados favorables. En el modelo general que incluye todos los factores, se espera que el peso de los individuos documentado por el registro de SERNAPESCA sea determinado excepcionalmente por la temporada de pesca, el mes, y el bote, mientras el número de individuos registrados por los programas de bitácoras y monitoreo biológico se espera que sea determinado por la temporada de pesca, el mes, la zona y el bote:

$$\log(\lambda) = \log(1) + \beta_0 + \beta_1 u + \beta_2 v + \beta_3 w + \beta_4 z$$

Ecuación 4

donde $\log(1)$ se vuelve nulo debido a que el conteo se hace sobre cada trampa/viaje. Los valores u , v , w y z representan temporada, mes, zona y bote respectivamente, cada uno con sus coeficientes, y β_0 corresponde a un intercepto general.

Los parámetros de los modelos lineales fueron estimados mediante la función `glmmTMB` de la plataforma de programación estadística R (Vernazi, 2004; R Development Core Team, 2011), a fin, de contar con un mayor número de familias de distribución de probabilidades disponibles, entre ellas infladas en cero, además de explorar efectos aleatorios en las covariables.

Una vez parametrizados todos los modelos, la comparación de ellos se realizó mediante el criterio de información de Akaike (AIC). Las variables dependientes utilizadas en los modelos fueron el número de langostas retenidas y no retenidas por viaje de pesca y por trampa levantada. Solo las fuentes de información dadas por el monitoreo biológico y el registro de bitácoras de pesca posibilitan utilizar las unidades de esfuerzo anteriormente mencionadas, mientras el registro otorgado por la base de datos de SERNAPESCA permite utilizar como variable dependiente solo la captura en peso y como unidad de esfuerzo el viaje de pesca. Aun así, se consideró a la trampa

como una medida de esfuerzo esencial para el desarrollo de la CPUEs, permitiendo contar con un índice más preciso ya que el número de trampas cambia a lo largo de la temporada.

Como producto de la estandarización de la captura por unidad de esfuerzo (por viaje y por trampa) para langostas retenidas y no retenidas, se obtuvo un índice anual estandarizado por subsistema.

3.2.3 Objetivo específico 2: Evaluar posibles metodologías disponibles para establecer e implementar el procedimiento de evaluación de stock de langosta de Juan Fernández considerando los subsistemas Robinson Crusoe, Alejandro Selkirk y Desventuradas.

Considerando la diversidad de metodologías de evaluación de stock para pesquerías limitadas en datos, la selección de los métodos se realizó a través de FishPath. FishPath es una herramienta interactiva basada en la web que ha sido diseñada para orientar el proceso de monitoreo, evaluación y gestión de pesquerías limitadas en datos, recursos y/o capacidades institucionales a fin de realizar una evaluación y gestión cuantitativa de las poblaciones marinas explotadas en función de la disponibilidad de información y contexto específico de una pesquería (Dowling *et al.*, 2016)

FishPath consta de tres etapas: i) recolección de datos, ii) evaluación y iii) medidas de manejo. Cada etapa se encuentra conformada por una serie de preguntas donde se abordan temas relacionados a la disponibilidad de datos (dependientes o independientes de la pesquería), atributos de la historia de vida de las especies evaluadas, características operacionales de la pesquería, así como también los aspectos socioeconómicos y de gobernanza (Figura 3).

En la primera etapa, la herramienta incluye una amplia variedad de opciones de recolección de datos (desde encuestas en mercado, hasta bitácoras de pesca y programas de observación). Se clasifican según lo que informan, pudiendo ser a) una comprensión básica de la pesquería, b) información biológica, c) tendencias en el tiempo y d) datos de entrada para una evaluación de stock basada en modelos. En la segunda etapa, la herramienta permite al usuario conocer cuáles de los 49 métodos disponibles en FishPath son los más apropiados para evaluar el estado los recursos marinos. Los métodos se encuentran categorizados desde enfoques cualitativos (juicio experto, análisis de riesgo, entre otros) hasta modelos dinámicos de poblaciones de peces. La tercera y última etapa se focaliza sobre las medidas de manejo. Es importante mencionar que FishPath no prescribe una forma específica de monitorear, evaluar o administrar una pesquería, ni realiza evaluaciones. Más bien, sirve como marco organizacional para agilizar el proceso de selección de métodos apropiados. Aquí se utilizó FishPath para identificar un conjunto selecto de métodos de evaluación con datos limitados para la pesquería de la langosta de Juan Fernández (*Jasus frontalis*).

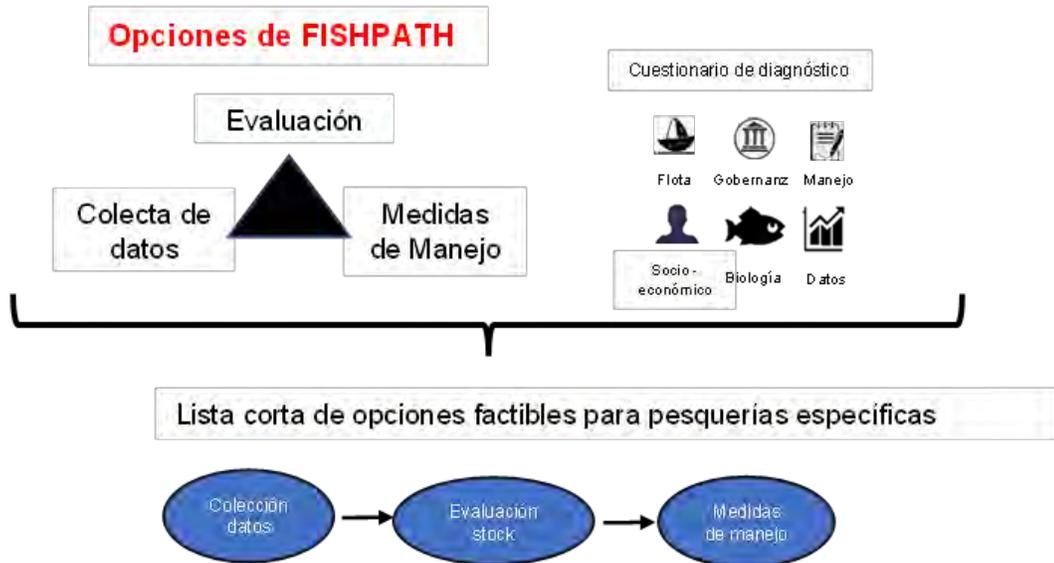


Figura 3 Herramienta FishPath. Aproximación general, daptado de: <https://fishpath.github.io/FishPath-Tool-User-Guide/intro.html>

3.2.3.1 Métodos de evaluación

La etapa de **“Evaluación” de la herramienta FishPath** posee 49 metodologías de evaluación de stock para pesquerías con datos limitados. Cada una de las 49 metodologías se encuentra categorizada en 3 niveles: **“categoría de evaluación”**; **“resultado de la evaluación”**; y **“nivel de evaluación”**. La primera está relacionada con el tipo de dato requerido (indicadores de abundancia, capturas, condición general del stock, métodos basados en la historia de vida, áreas marinas protegidas o reservas marinas, indicadores múltiples, modelos de dinámica poblacional, análisis de riesgo/vulnerabilidad, tallas). El segundo nivel está asociado con la unidad que la evaluación del stock puede reportar (límite de captura, tasa de pesca, estado del stock, escala del stock y otras métricas de reglas de control). El tercer nivel, en tanto, se vincula con el nivel de complejidad de cada modelo en función de los datos (preevaluación – priorización del stock, puntos de referencia basados en la historia de vida -; extremadamente deficientes en datos; nivel medio; nivel alto). Los métodos son habilitados o deshabilitados en función a la información disponible, por esta razón mientras más información se tenga más métodos estarán disponibles.

Los métodos analíticos disponibles en FishPath tienden a aumentar a medida que se incrementan los datos e información biológica-pesquera de los recursos a evaluar. Esto permite disponer de diferentes opciones, algunas menos demandantes de datos en comparación con otras. De esta forma, métodos más simples pueden ya no ser la mejor opción en comparación con otros métodos que requieren más datos y estos registros están disponibles. En ese contexto, el criterio de selección fue a través del nivel de evaluación de las metodologías. Este criterio de evaluación sugirió optar por los modelos más complejos, sin embargo, lo anterior no debe excluir las metodologías con un nivel de complejidad menor, *e.g.*, modelos para pesquerías pobres en datos. Esta herramienta

recomienda a los usuarios considerar los costos y beneficios de cada una de estas metodologías disponibles, ya que, si bien requieren de menor cantidad de datos, pueden informar aspectos relevantes de una pesquería (e.g. conocimiento local experto, encuestas, entre otros). Por esta razón, se decidió incluir adicionalmente otros métodos de menor complejidad por categoría de evaluación. La selección de los métodos se basó en la cantidad y calidad de datos que integran, representados en la herramienta con números y colores (verde, amarillo, y rojo, el de menor calidad, respectivamente).

Por las limitaciones de disponibilidad de datos para la langosta de Juan Fernández en cada subsistema de estudio, se decidió aplicar este proceso de forma independiente para las islas Robinson Crusoe–Santa Clara; Alejandro Selkirk e Islas Desventuradas. Si bien el monitoreo de la pesquería de langosta en torno al subsistema de Robinson Crusoe – Santa Clara se ha realizado desde hace décadas de forma esporádica y discreta en el tiempo, es a partir del 2006 donde se implementa un programa de monitoreo continuo para estas islas (Ernst *et al.*, 2010a) y en 2009 se extiende a Alejandro Selkirk (Ernst *et al.*, 2010b). Por esta razón, durante el procedimiento FishPath sólo se consideraron los datos disponibles de las últimas dos décadas.

El volumen de información es distinto en cada subsistema, disponiendo RC-SC de la mayor cantidad de información en el tiempo, luego AS y finalmente ID, que cuenta con datos desde 2011. Para identificar los modelos de evaluación disponibles para cada subsistema en función de la disponibilidad y calidad de información, se abordó la etapa 2 (evaluación) de la herramienta FishPath. En esta etapa se revisaron las fortalezas y limitaciones de los métodos disponibles para evaluar el stock de langosta considerando la información disponible, los principales atributos, consideraciones e incertidumbre de cada metodología.

Considerando lo anterior, los potenciales métodos de evaluación de stock identificados para la langosta de Juan Fernández se describen a continuación:

- a) Modelos para pesquerías pobres en datos basados solo en capturas e índices de abundancia relativa (CPUE), así como el desarrollo de indicadores basados en la estructura de tallas del stock vulnerable.
- b) Un modelo de depleción combinado con un modelo de producción excedente Pella-Tomlinson.
- c) Un modelo estructurado por tallas (del tipo CASA, Sullivan *et al.* (1988), o GMACS, Whitten *et al.* (2014)).

El primer modelo para pesquerías pobres en datos (a) corresponde a una aproximación bayesiana del modelo de excedentes productivos denominado **JABBA** “*Just Another Bayesian Biomass Assessment*” (Winker *et al.*, 2018). JABBA corresponde a un programa de modelación de libre acceso implementado para evaluar la biomasa dinámica del stock (biomasa agregada), convirtiéndolo en una herramienta de evaluación de stock flexible y estocástica. Otra aproximación empleada ocurre a través del uso de indicadores basados en la distribución de frecuencia de tallas, también conocidos como **LBI** o “*Length-Based Indicators*”. **Estos indicadores**, utilizados también por la *ICES MSY framework*, son desarrollados a partir de la frecuencia de tallas obtenidas desde capturas o cruceros, requiriendo de algunos parámetros de historia de vida como, crecimiento, madurez, primera captura y mortalidad natural.

El segundo modelo (b) se ha utilizado en la última década sobre varios recursos bentónicos, incluyendo Chile. Este modelo tiene una alta demanda de datos de captura y esfuerzo dentro de la temporada, situación disponible para la pesquería de langosta en cada subsistema. La parte de dinámica poblacional se aborda con un modelo de pocos parámetros.

El tercer modelo (c) ya se ha implementado y condicionado para la pesquería de langosta en Porobic (2013), Porobic *et al.* (2019) y Manríquez (2016), para estimar los reclutamientos históricos, las tasas instantáneas de mortalidad por pesca y evaluar el efecto de instaurar una talla máxima de captura para hembras y machos de langosta de Juan Fernández. El modelo se implementó en ADMB y posee la flexibilidad necesaria para estimar varios modelos alternativos, desde simples a otros con una gran diversidad de parámetros.

3.2.3.1.1 Modelos para pesquerías pobres en datos basado en capturas e índices de abundancia relativa, así como en la distribución de frecuencia de tallas.

1-. Aproximación bayesiana del modelo de producción de excedentes

El método de evaluación mediante “*Just Another Bayesian Biomass Assessment*” (JABBA) se basa en un modelo de biomasa agregada (modelo de excedente de producción) empleado para evaluar la dinámica del stock, conocer su estado, y diagnósticos, a partir de una aproximación bayesiana muy útil y flexible para pesquerías pobres y moderadas en datos. Este modelo requiere de índices de abundancia relativa (*e.g.*, CPUE), registros de captura, y de una estimación inicial de biomasa. De igual forma, JABBA integra métodos que mejoran la formulación de *priors* con distintas distribuciones de probabilidades y peso informativo (CV) para los parámetros de historia de vida de las especies y de la pesquería (*e.g.*, selectividad; Winker *et al.*, 2018; Winker *et al.*, 2020). Además -bajo un enfoque *state-space model*- incorpora la cuantificación simultánea del error de proceso (dado por la variabilidad del stock vinculado a la estocasticidad en el reclutamiento, mortalidad natural, crecimiento, y madurez) y del error de observación (dado por la incertidumbre en el índice de abundancia al considerar una eventual variación en la capturabilidad del recurso), reduciendo la incertidumbre sobre la estimación del tamaño del stock, productividad y biomasa. Pese a que esta aproximación de modelación es relativamente reciente, ya ha sido utilizada en la evaluación del stock de atunes, marlín, pez vela, pez espada, y en tiburones (Dichmont *et al.*, 2016; Punt *et al.*, 2015), además testeada y comparada a través de medidas de rendimiento con modelos de edad estructurados, sugiriendo a JABBA como una aproximación adecuada, incluso, para pesquerías con datos moderados (Winker *et al.*, 2020).

La estructura de modelación del programa de acceso abierto JABBA incluye distintas funciones de excedente productivo y entre ellas Fox, Schaefer, o Pella-Tomlinson incorporan la opción de estimar la función de producción como B_{RMS}/K . Dicha función se basa en una generalización sobre los 3 parámetros que integran el modelo de producción de excedentes de Pella-Tomlinson:

$$B_{t+1} = \frac{r}{m-1} B_t \left(1 - \left(\frac{B_t}{K} \right)^{m-1} \right)$$

Ecuación 5

En la ecuación anterior r corresponde a la tasa intrínseca de crecimiento poblacional en el tiempo t , K a la capacidad de carga, B representa la biomasa del stock en el tiempo t , y m es un parámetro de forma que determina en qué relación B/K se alcanza la máxima producción de excedente (B_{RMS}). Si el parámetro de forma es $m = 2$, el modelo es de la forma Schaefer y la producción de excedente se alcanza con un RMS en $K/2$ exactamente ($B_{RMS} = K/2$). Si $0 < m < 2$, entonces B_{RMS} es alcanzada en niveles más pequeños que $K/2$, en cambio si $m > 2$ la B_{RMS} es alcanzada a niveles mayores que $K/2$. Ahora bien, si $m = 1$ el modelo de Pella-Tomlinson es simplificado al modelo de Fox, alcanzando la B_{RMS} en $0.37 K$, pero dado que no hay una solución exacta para el modelo de producción de excedente de Fox con $m = 1$, entonces, el parámetro de forma m se puede traducir en el nivel de biomasa donde se alcanza el RMS (B_{RMS}) mediante la razón B_{RMS}/K :

$$\frac{B_{RMS}}{K} = m \left(-\frac{1}{m-1} \right)$$

$$B_{RMS} = Km \frac{-1}{m-1}$$

Ecuación 6

Mientras la mortalidad por pesca que corresponde al RMS (F_{RMS}) está dada por:

$$F_{RMS} = \frac{r}{m-1} \left(1 - \frac{1}{m} \right)$$

Ecuación 7

Donde la mortalidad por pesca es una tasa anual definida como la razón de:

$$F = \frac{C}{B}$$

Ecuación 8

Siendo C la captura, y la captura dada por el RMS (C_{RMS}) puede ser expresada de la siguiente forma:

$$C_{RMS} = F_{RMS} B_{RMS}$$

Ecuación 9

Al combinar y reorganizar las ecuaciones 7, 8 y 9 se obtiene que r a partir de la Ecuación 7 puede ser definida como:

$$r = \frac{C_{RMS}}{B_{RMS}} \frac{m-1}{1-m^{-1}}$$

Ecuación 10

La ecuación 5 junto con la parametrización surgida de la Ecuación 10 enfatiza el potencial de traducir las estimaciones de C_{RMS}/B_{RMS} en r y m respectivamente. Esta parametrización anterior tiene la propiedad que, para cualquier valor inicial ajustado de r y K , incrementa el excedente de producción (B_{t+1}) en la medida que m disminuya. Sin embargo, si m es menor o igual a 1 se produce una

situación biológica indeseada, ya que el excedente de producción por unidad de biomasa tiende a infinito cuando la biomasa se aproxima a 0 (Quinn & Deriso, 1999).

JABBA proporciona una opción adicional que combina el modelo de producción de excedentes con **una función de reclutamiento “Hockey Stick”** (Froese *et al.*, 2016). La función *hockey stick* sugiere que el potencial reclutamiento se ve afectado bajo un umbral en el nivel de relación de la biomasa ($P_{lim} = B_{lim}/K$), asumiendo un rango entre 0.2 y 0.25 (P_{lim}). Umbral que ha sido ampliamente adoptado para resguardar la sobrepesca por reclutamiento (Punt *et al.*, 2013). Así, el decrecimiento lineal bajo la función de reclutamiento *hockey stick* es introducido como multiplicador en el modelo de producción de excedentes, tal que para valores de $B/K < P_{lim}$:

$$B_{t+1} = \frac{r}{(m-1)(P_{lim}K)} \frac{B_t}{K} \left(1 - \left(\frac{B_t}{K} \right)^{m-1} \right); \text{ if } \frac{B_t}{K} < P_{lim}$$

Ecuación 11

JABBA también incorpora (i) la implementación de herramientas *State-Space* a fin de ajustar automáticamente múltiples series de tiempo de CPUEs; (ii) ponderar los datos mediante una estimación de la varianza de observación adicional para CPUE individual o agrupadas; (iii) opciones para fijar o estimar el proceso y componentes de la varianza de observación; (iv) herramientas de diagnóstico; (v) proyecciones futuras para escenarios de captura alternativos; y (vi) un conjunto de propiedades gráficas que ilustran el ajuste y diagnósticos del modelo, las estimaciones de excedentes de producción, las trayectorias históricas del estado del stock, el diagrama de fases (*Kobe plot*) y futuras proyecciones (Winker *et al.*, 2018; 2020).

A través del modelo de producción de excedentes con enfoque bayesiano aplicado en R (Vernazi, 2004; R Development Core Team, 2011) bajo la librería JABBA, se obtuvo la evaluación del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández bajo dos funciones de excedente de producción: (i) a través del modelo de Schaefer y; (ii) mediante el modelo de Fox. En ambas funciones de producción de excedentes se desarrollaron una serie de análisis de sensibilidad para evaluar el impacto del nivel de depleción inicial/histórico (*priors* asociadas a la relación B/K) al que fue sometida la población vulnerable del stock al momento de inicializar el modelo.

2-. *Uso de indicadores basados en la distribución de frecuencia de tallas (LBI)*

Las relaciones entre el manejo pesquero y los atributos de historia de vida de las especies (Reynolds *et al.*, 2001) han dado paso al uso de la composición de las tallas en la captura como recomendaciones de sustentabilidad cuando no se cuenta con la información suficiente para llevar a cabo evaluaciones de stock convencionales, *e.g.*, modelos de biomasa agregada y estructurados por edad y/o por talla (Froese, 2004). Es así como el desarrollo de indicadores basados en las tallas (*Length-Based Indicators: LBI*) ocurre a partir de la información proveniente de la estructura de talla de la captura y el peso asociado (relación talla-peso), y dado estas simples medidas -ya adoptadas por *ICES MSY framework*- se busca evitar la sobrepesca por crecimiento y reclutamiento, y no para caracterizar cuantitativamente el estado del stock ni estimar futuras capturas sostenibles (Cope &

Punt, 2009). Aun así, esta metodología permite establecer el marco referencial biológico-pesquero para apoyar la gestión de las pesquerías pobres en datos.

Los indicadores basados en las tallas pueden detectar el nivel de resguardo de los individuos más grandes de la población sin utilizar la razón del potencial reproductivo, si no que el de individuos inmaduros, *i.e.*, potencial reclutamiento; y permitir el desarrollo de indicadores que dan cuenta del rendimiento máximo sostenible (*RMS*). Todo lo anterior basado en que: (i) la composición de la captura debe representar casi exclusivamente a los individuos maduros; (ii) la estructura de talla de la captura debe consistir en individuos donde sus tamaños alcanzan el mayor rendimiento de una cohorte; (iii) y la composición del tamaño de la captura debe demostrar la conservación de individuos grandes/maduros. Para conocer los valores de los indicadores que dan cuenta de la salud del stock, entonces, se utilizan valores de referencia dados por la relación de los indicadores y los parámetros de historia de vida que sugiere la Tabla 3.

Tabla 3

Indicadores seleccionados en la caracterización ilustrativa del estado de conservación de la langosta de Juan Fernández. Los coeficientes de indicadores en negrita corresponden a los utilizados en la evaluación del estado del stock mediante un sistema de semáforo.

Indicador	Referencia	Razón	Valor esperado	Propiedades
$L_{95\%}$	L_{∞}	$L_{95\%} / L_{\infty}$	> 0.8	Conservación de individuos grandes
$L_{max5\%}$	L_{∞}	$L_{max5\%} / L_{\infty}$	> 0.8	
P_{mega}	0.3 - 0.4	P_{mega}	> 0.3	
$L_{25\%}$	L_{mat}	$L_{25\%} / L_{mat}$	> 1	Conservación de individuos inmaduros
L_c	L_{mat}	L_c / L_{mat}	> 1	
L_{mean}	L_{opt}	L_{mean} / L_{opt}	~ 1	Rendimiento óptimo
L_{maxy}	L_{opt}	L_{maxy} / L_{opt}	~ 1	
L_{mean}	$L_{F=M}$	$L_{mean} / L_{F=M}$	≥ 1	RMS

El desarrollo de los indicadores descritos (Tabla 3) requiere, además de una muestra de la distribución de frecuencia de tallas del stock y su peso, de parámetros de historia de vida asociados al crecimiento (K), a la longitud de madurez (L_{mat}), a la longitud de primera captura (L_c) y mortalidad natural (M) del stock. Otros indicadores como $L_{95\%}$, en tanto, representan el percentil del 95% de los individuos más grandes; L_{max} o $L_{max5\%}$ al tamaño promedio del 5% más grande de la captura (Probst *et al.*, 2013; Miethe *et al.*, 2019); $L_{25\%}$ al percentil del 25% de la distribución de longitud y L_{mean} al tamaño promedio de los individuos cuando la mortalidad natural (M) es igual a la mortalidad por pesca (F), definido como.

$$L_{F=M} = (1 - \alpha)L_c + \alpha L_{\infty}$$

Ecuación 12

$$\alpha = \frac{1}{\left(2\left(\frac{M}{K}\right) + 1\right)}$$

Ecuación 13

L_{opt} en tanto, representa el tamaño en que la biomasa de una cohorte es maximizada (*i.e.*, tamaño dado la edad (A_{opt}) en la que se maximiza el producto a partir de la relación peso-edad y la abundancia-edad bajo un $F=0$; Beverton, 1992), definido como:

$$L_{opt} = L_{\infty} \left(\frac{3}{\left(3 + \frac{M}{K}\right)} \right)$$

Ecuación 14

Donde L_{∞} y K para efectos del stock de langosta de Juan Fernández han sido obtenidos desde la función de crecimiento de Fabens documentada por Manríquez (2016):

$$L_t = L_{\infty} (1 - e^{-K(t-t_0)})$$

Ecuación 15

A través del desarrollo de indicadores basados en las tallas LBI y aplicado directamente en Shiny ([LBIIndicator Application \(shinyapps.io\)](https://shinyapps.io)), cuyo código fuente puede ser revisado desde [GitHub - ices-tools-dev/LBIIndicator_shiny: R Shiny app for the LBSPR method](https://github.com/ices-tools-dev/LBIIndicator_shiny), se revisó la sustentabilidad del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández para cada uno de los subsistemas. El desarrollo de cada indicador fue bajo dos valores de mortalidad natural vinculados al stock y como ejercicios de sensibilidad se exploraron estos dos escenarios: (a) $M=0.1$ y (b) $M=0.05$.

3.2.3.1.2 Modelo de evaluación de stocks limitado en datos: Modelo de depleción combinado con modelos de producción excedente.

Esta metodología de evaluación de stocks y determinación de puntos biológicos de referencias asociados al Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) es poco exigente en datos biológicos pero necesita datos de esfuerzo y captura de alta frecuencia, diaria o semanal, para estimar modelos de depleción para cada temporada de pesca individualmente (Roa-Ureta *et al.*, 2015), o datos de frecuencia mensual para estimar modelos de depleción multi-anales (Roa-Ureta, 2015), con los datos de todas las temporadas de pesca utilizados simultáneamente.

La metodología es original de los proponentes del proyecto y ha sido publicada en la literatura internacional, principalmente en el número especial de Fisheries Research dedicado a la evaluación de stock con pobreza o limitación de datos (Roa-Ureta, 2015; Roa-Ureta *et al.*, 2015a) y en varios otros artículos publicados en la literatura científica (Roa-Ureta, 2012; Maynou, 2015; Lin *et al.*, 2017; Lin & Tzeng, 2018; Roa-Ureta *et al.*, 2019; Roa-Ureta *et al.*, 2020; Lin & Jessop, 2020; Maynou *et al.*, 2021; Meissa *et al.*, 2021; Roa-Ureta *et al.*, 2021; Moltó *et al.*, 2022), entre ellos dos artículos

con aplicaciones a cuatro de las principales pesquerías bentónicas nacionales (Roa-Ureta *et al.*, 2015; Roa-Ureta *et al.*, 2020). Ha sido aplicada de manera formal para el manejo de la principal pesquería bentónica chilena, la del erizo de la región de Los Lagos y región de Aysén, generando propuestas de cuota global de captura obtenidas desde indicadores asociados al RMS, adoptadas por las autoridades nacionales durante ya 7 años, contribuyendo a la estabilidad y sostenibilidad de esta pesquería. Además, actualmente la metodología está siendo aplicada en varias pesquerías en Europa, América Latina y Asia, en proyectos en marcha financiados por *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO) y por *Sustainable Fisheries Partnership Foundation* (SFPF). En 2022 la metodología fue oficialmente aceptada por la *General Fisheries Commission of the Mediterranean* (GFCM) de la FAO para la gestión de la pesquería de mahi en el Mar Mediterráneo. El software creado para la aplicación de la metodología, CatDyn v. 1.1-1, es un paquete de R y es uno de los softwares para evaluación de stock que la Fisheries Research and Development Corporation (FRDC), un organismo oficial del gobierno de Australia ha clasificado como “supported and recommended”, ver aquí y Dichmont *et al.* (2021).

En este trabajo se preserva la información espacial existente al nivel de los subsistemas Robinson Crusoe, Alejandro Selkirk, y Desventuradas, de tal manera que la evaluación de stock entregue resultados para cada uno de los subsistemas. Para este informe, hemos analizado 21 temporadas de pesca, desde 2002-2003 a 2022-2023.

El modelo de depleción generalizado es:

$$C_t = kE_t^\alpha N_t^\beta e^{-\frac{M}{2}} = kE_t^\alpha \left(N_0 e^{-Mt} - e^{-\frac{M}{2}} \sum_{i=1}^{t-1} C_i e^{-M(t-i-1)} + \sum_{i=1}^t P_i e^{-M(t-i)} \right)^\beta e^{-\frac{M}{2}},$$

$$t > 0, C_t \geq 0, E_t \geq 0, k > 0, N_0 > 0, \alpha > 0, \beta > 0, M > 0, -N_0 e^{-M} \leq P_i \leq +\infty$$

Ecuación 16

donde t es el paso de tiempo, que corresponde a la semana, C es la captura en número esperada según el modelo, E es el esfuerzo nominal observado sin error, y N es la abundancia vulnerable en la naturaleza, que no es observada. La serie de esfuerzo es un predictor observado mientras que la abundancia es un predictor latente. El predictor latente se hace manifiesto por recurso a (i) la relación recursiva de Pope (1972), que involucra a la abundancia inicial N_0 , la mortalidad natural M , y los registros de capturas de las semanas previas, que son los primeros dos sumandos dentro del paréntesis mayor en la ecuación, y a (ii) un número de pulsos de abundancia, o perturbaciones de magnitud P que pueden ocurrir en cualquier paso de tiempo, que es el tercer sumando dentro del paréntesis mayor.

Las perturbaciones podrán ser interpretadas como eventos de reclutamiento o como movimientos de la flota. El parámetro α determina la fuerza de los efectos no-lineales en la interacción entre el esfuerzo y el resultado de captura (Bannerot & Austin, 1983; $\alpha < 1$ indica saturabilidad, $\alpha > 1$ indica sinergia, y $\alpha \approx 1$ indica proporcionalidad), y el parámetro β hace lo mismo para los efectos no-lineales de la interacción entre la abundancia del stock y el resultado de captura ($\beta < 1$ indica hiperestabilidad, $\beta > 1$ indica hiper-depleción, y $\beta \approx 1$ indica proporcionalidad; Hilborn & Walters, 1992). El vector de parámetros libres es $\theta = \{M, N_0, \{P_i\}, k, \alpha, \beta\}$. Cuando la función de verosimilitud para el ajuste de los modelos (ver más abajo) es exacta, entonces se agrega un nuevo parámetro, la

dispersión ψ .

Para ajustar los datos de capturas en número y esfuerzo por paso de tiempo al modelo de depleción generalizado y así estimar sus parámetros, se definen las siguientes funciones de verosimilitud, todas ellas ya programadas en CatDyn. Sea χ_t la captura observada, θ el conjunto de parámetros del modelo de depleción, l la función log-verosimilitud a ser maximizada en función de los parámetros, y T el número total de observaciones (*i.e.* número total de semanas en una temporada de pesca, que se extiende en la actualidad entre octubre y mayo).

Las capturas se pueden modelar con distribuciones para variables continuas, ya que se agregan a la semana e incluyen muchos individuos. Entre las distribuciones continuas hemos implementado la opción de la distribución normal, cuya log-verosimilitud es:

$$l(\theta | \chi_t, E_t) = -\frac{T}{2} \log(2\pi\psi) - \frac{1}{2\psi} \sum_{t=1}^T (\chi_t - C_t)^2$$

Ecuación 17

y la distribución lognormal, cuya log-verosimilitud es

$$l(\theta | \chi_t, E_t) = -\frac{1}{2} \sum_{t=1}^T \log(\chi_t^2 2\pi\psi) - \frac{1}{2\psi} \sum_{t=1}^T [\log(\chi_t) - \log(C_t)]^2$$

Ecuación 18

Es posible simplificar las funciones de verosimilitud adoptando aproximaciones basadas en la fórmula de las verosimilitudes perfil modificadas (Pawitan, 2001, §10.6). CatDyn ofrece dos de estos modelos simplificados de verosimilitud, el modelo normal

$$l_{AP}(\theta | \chi_t, E_t) = -\frac{T-2}{2} \sum_{t=1}^T (\chi_t - C_t)^2$$

Ecuación 19

y el lognormal

$$l_{AP}(\theta | \chi_t, E_t) = -\frac{T-2}{2} \sum_{t=1}^T [\log(\chi_t) - \log(C_t)]^2$$

Ecuación 20

Lo que completa las cuatro opciones disponibles para maximizar la verosimilitud en CatDyn.

La aplicación de los modelos de CatDyn está permitiendo obtener estimaciones directas de los parámetros en el vector θ . En adición a estos parámetros directamente estimados, CatDyn entrega la estimación de las abundancias totales en cada paso de tiempo, y puesto que también se cuenta con los pesos medios, las biomásas totales a cada paso de tiempo. Luego, dado que en cada paso de tiempo se conocen la captura, la abundancia y la mortalidad natural, CatDyn también calcula la mortalidad por pesca F resolviendo la ecuación de Baranov por métodos numéricos (función *uniroot*

de R) en cada paso de tiempo. Por lo tanto, para cada paso de tiempo es posible calcular la tasa de explotación instantánea, que es la razón entre F y $F+M$, lo que por sí mismo ya entrega información relevante para determinar el estatus de explotación del recurso.

El estándar técnico implementado se define por rigurosos criterios de realismo biológico, calidad estadística, y calidad numérica. En el caso de los criterios de realismo biológico, las dos clases de modelos de evaluación de stocks que implementamos estimaron parámetros como la mortalidad natural, la tasa intrínseca de crecimiento poblacional r , y otros parámetros como estos, dentro de márgenes correspondientes a la historia de vida del recurso, como longevidad, maduración sexual y crecimiento somático. En el caso de los criterios de calidad estadística, los modelos proporcionaron matrices Hessianas positivas definidas, errores estándar de parámetros estimados menores que los estimados mismos, matrices de correlación entre estimados que centradas en cero, y que estiman libremente todos los parámetros desconocidos, sin que el analista fije el valor de ninguno de ellos. En el caso de parámetros que se estimaron dentro de los bordes de un intervalo, se descartaron todos los modelos en que algunos de esos estimados cayeron exactamente sobre uno de los bordes. Por último, en el caso de los criterios de calidad numérica, se descartaron modelos en que al valor absoluto del gradiente mayor fue mayor que 1, que es un criterio ampliamente aplicado en evaluación de stock con estándares técnicos altos (Lee *et al.*, 2011; Thorson *et al.*, 2015). Esto conduce a los siguientes criterios de selección de variantes:

1. El gradiente numérico más alto en valor absoluto debe ser menor que 1.
2. La mortalidad natural semanal estimada debe ser mayor que 0.001 (> 0.053 anualizada).
3. Las correlaciones entre estimados deben estar centradas en 0.
4. Los coeficientes de variación de los estimados deben ser los más bajos.
5. El Índice de Información de Akaike (AIC) debe ser el menor dentro del conjunto de variantes con el mismo modelo de verosimilitud.

CatDyn también contiene rutinas para estimar la biomasa al inicio de la temporada y su error estándar aplicando el método delta. Estas biomazas estimadas y su error estándar constituyen observaciones útiles para estimar un modelo de dinámica de poblaciones en unidades de biomasa, es decir un modelo de producción excedente. Esta es la idea básica detrás del modelo jerárquico no-Bayesiano presentado en Roa-Ureta *et al.* (2015) y que ha servido para manejar la pesquería de erizos de la región de Los Lagos y la región de Aysén.

El modelo de producción excedente fue el modelo generalizado de Pella y Tomlinson:

$$B_y = B_{y-1} + rB_{y-1} \left(1 - \left(\frac{B_{y-1}}{K} \right)^{p-1} \right) - C_{y-1}, p > 1$$

Ecuación 21

donde B_y es la biomasa del stock (toneladas) al inicio de cada temporada de pesca, r (1/año) es la tasa intrínseca de crecimiento poblacional, K (toneladas) es la capacidad de carga del ambiente, p es la simetría de función de producción, y C_y (toneladas) son las capturas observadas en cada temporada de pesca. El parámetro r en la ecuación es $r/(p-1)$, pero es trivial dado que p es adimensional.

En la implementación de este enfoque de evaluación de stocks limitado en datos, se distinguen tres actividades:

1. Compilación de las bases de datos de capturas, esfuerzo de pesca, y peso medio para la agregación de estos por paso de tiempo semanal. Esta actividad se realizó usando el lenguaje de programación R.
2. Estimación de los modelos de depleción generalizados para cada uno de los tres subsistemas, en versión intra-anual. Esta actividad fue llevada a cabo usando el lenguaje de programación R y el paquete especializado CatDyn (Roa-Ureta, 2019).
3. Estimación de los modelos de producción excedente Pella-Tomlinson y de los PBR derivados. Esta actividad fue completada en ADMB y en R.

3.2.3.1.3 Modelo complejo 1: Modelo estadístico integrado, estructurado por edades, basado en tallas y edades (Stock Synthesis).

Durante el desarrollo del proyecto se consideró la implementación de modelos de diversa complejidad, que permitieran hacer uso de un variado volumen de información disponible. En el caso de los modelos más complejos, dinámicos, estadísticos y con estructura, se consideró inicialmente talla y edad. Sin embargo, después de revisar en profundidad la información disponible y discutir opciones para su parametrización con el Dr. Juan Valero, se optó por considerar el modelo con estructura de tallas en vez del modelo edad estructurado. Esta decisión se basó principalmente por la existencia de un modelo de incrementos de longitudes en función de la talla (Piece-wise regression, Manríquez, 2016) y a la carencia de una relación explícita entre edad y longitud, la cual permita convertir las abundancias modeladas en edad en intervalos de longitud. El modelo talla estructurado es el que normalmente se utiliza para modelar stocks de langostas congénicas (*Jasus edwardsii*, NIWA, CSIRO), de tal forma que se consideró esta opción.

3.2.3.1.4 Modelo complejo 2: Modelo estadístico integrado y talla estructurado.

El modelo de evaluación que se utilizó en el presente proyecto se basa en un modelo genérico del tipo CASA (Sullivan, 1988), implementado en ADMB y configurado para la langosta de Juan Fernández (RC-SC). Básicamente este modelo permite modelar cambios demográficos del stock en función de la talla y el sexo, permitiendo una parametrización del modelo mediante métodos formales de estimación estadística (máxima verosimilitud). El modelo implementado se basa sobre la información disponible del stock del subsistema RC-SC.

La ecuación que especifica el número de individuos de la clase de talla l al inicio del tiempo $t+1$, tomando en consideración la mortalidad natural, mortalidad por pesca, crecimiento y reclutamiento es:

$$N_{l,t+1,x} = \sum_{x=l_1}^l N_{l,t,x} P_{l,t,l} e^{-(M+F*S_l)} + R_{l,t,x}$$

Ecuación 22

donde $N_{l,t,x}$ es el número de langostas del subsistema x en la clase de talla l al inicio del tiempo t , $P_{l,t,l'}$ es la fracción de organismos de la clase de talla l' que crece a la clase de talla l al final de paso de tiempo t después de los procesos de mortalidad, M es la mortalidad natural y se asume independiente del tamaño de los individuos, F es la mortalidad por pesca de individuos completamente reclutados a la pesquería, S_l es la selectividad de retención de la pesca a la talla (115 mm de longitud cefalotorácica), y $R_{l,t,x}$ es el reclutamiento de individuos (producto del asentamiento a la clase de talla l en el subsistema x al final de paso de tiempo t).

Reclutamiento (Asentamiento): El reclutamiento biológico no se concentra únicamente en la talla menor si no que presenta una distribución de tipo gamma entre las clases de tallas:

$$R_{l,t,x} = R_{t,x} \int_{l_1}^{l_2} g(l|\alpha_r, \beta_r) dl$$

Ecuación 23

Donde $R_{t,x}$ corresponde al reclutamiento en el año t en el subsistema x , y la función gamma está definida por:

$$g(l|\alpha_r, \beta_r) = \frac{l^{\alpha_r-1} e^{-l/\beta_r}}{\beta_r \alpha_r \Gamma(\alpha_r)}$$

Ecuación 24

El reclutamiento durante el año t es definido como el número de individuos generados por el stock desovante y que reclutan a la población, esta relación está definida por:

$$R_{t,x} = \frac{S_t}{(\delta + \lambda S_t)} e^{\varepsilon_t}$$

Ecuación 25

En esta ecuación S_t corresponde al stock desovante al final del año t , ε_t corresponde al error asociado, δ y λ son los parámetros de la función stock recluta, los cuales bajo una reparametrización quedan definidos por:

$$\delta = \frac{S_0}{R_0} \left(1 - \frac{z - 0.2}{0.8z}\right)$$

Ecuación 26

$$\lambda = \frac{z - 0.2}{0.8zR_0}$$

Ecuación 27

Donde R_0 corresponde al reclutamiento virginal, S_0 al stock desovante virginal y z corresponde al parámetro dependiente de la función stock-recluta (S-R) la cual puede variar entre valores de 0.2 y 1. El cálculo de la abundancia del stock desovante se realiza mediante la siguiente función:

$$S_{t,x} = \sum_{i=l_1}^{l_n} N_{i,t,x} m_i f_i$$

Ecuación 28

Donde $N_{i,t,x}$ corresponde a la abundancia de individuos de la clase de talla l en el tiempo t en el subsistema x , m_i corresponde al índice de madurez a la talla l y f_i es la fecundidad a la talla expresada en número de huevos por hembra. La madurez a la talla fue calculada mediante la ecuación:

$$m_l = \frac{1}{1 + e^{\frac{-\log(19)(l-L_{50})}{L_{95}-L_{50}}}}$$

Ecuación 29

Donde L_{50} y L_{95} son los parámetros de la función y l corresponde a la talla de los individuos. La fecundidad a la talla expresada en número de huevos por hembra está determinada por la siguiente ecuación:

$$f_l = a_{fec} * l^{b_{fec}}$$

Ecuación 30

Donde a_{fec} y b_{fec} son los parámetros de la ecuación y l corresponde a la longitud cefalotorácica de las langostas. La selectividad de retención de la pesquería utilizada en esta ecuación está definida por la siguiente ecuación:

$$s_l = 1 + e^{-\ln(19) \frac{(l-l_{s50})}{(l_{s95}-l_{s50})}}^{-1}$$

Ecuación 31

Donde l corresponde a la talla de los individuos, l_{s50} corresponde a la longitud al 50% de la selectividad, y l_{s95} corresponde a la longitud al 95% de la selectividad de retención.

El crecimiento en la langosta fue definido por una matriz de transición con incrementos medios determinados por una regresión por tramos (Piece-wise regression; Manriquez, 2016) y con distribución gamma, para modelar la variabilidad entorno a este crecimiento medio.

$$P_{i,i'} = \int_{l_1}^{l_2} g(\Delta_l | \alpha_l, \beta) d\Delta_l$$

Ecuación 32

$$g(D_l | \alpha_l, \beta) = \frac{D_l^{\alpha_l - 1} e^{-D_l / \beta}}{\beta^{\alpha_l} \Gamma(\alpha_l)}$$

Ecuación 33

$$\bar{d}_l = (L_\infty - l)(1 - e^{-k})$$

Ecuación 34

Donde $P_{l,t}$ es la probabilidad de pasar de la talla l a l' en el intervalo de tiempo t .

Para el cálculo de la biomasa total vulnerable de todo el archipiélago se utilizó la siguiente ecuación:

$$B_t = \sum_{l=10}^{Lmax} N_{l,t,x} w_l s_l$$

Ecuación 35

Donde w_l es el peso a la talla l .

La biomasa total capturada por año por subsistema está definida por:

$$C_{t,x} = \sum_{l=Lmin}^{Lmax} N_{t,l,x} f_{t,x} s_l \frac{(1 - e^{-(M+f_{t,x}s_l)})}{M + f_{t,x}s_l} w_l$$

Ecuación 36

Donde $f_{t,x}$ es la mortalidad por pesca para el subsistema x en tiempo t , M es la mortalidad natural. Este modelo es bastante flexible, pero requiere de series temporales de frecuencia de tallas en la captura, captura total, índice de abundancia e información biológica para especificar el crecimiento somático, mortalidad natural, parámetros reproductivos y reclutamiento.

Las funciones de verosimilitud utilizadas fueron lognormales para las capturas e índices de abundancia y multinomiales o normales robustas para las estructuras de tallas.

Información disponible

En la presente parametrización se utilizaron las siguientes series temporales (por temporadas):

- Desembarques (1900-1929, 1930-2006, 2007-2022)
- CPUE (Captura por trampa) de langostas retenidas (2006-2022)
- CPUE (Captura por trampa) de langostas no retenidas (2006-2022)
- Frecuencia de longitudes de la captura total machos (2011-2022)
- Frecuencia de longitudes de la captura total hembras (2011-2022)

Desembarques

Los registros históricos de desembarques comienzan en el año 1930 (Ernst *et al.*, 2013), pero se considera que la pesquería comercial comienza alrededor de 1900s. Con la finalidad de inicializar el modelo en condiciones sin explotación, se decide considerar una serie de desembarques entre 1900 y 1929 que aumenta exponencialmente hasta el año 1929. La serie histórica contiene probablemente registros combinados de AS, RC-SC y eventualmente también de ID. En el presente estudio se consideró que la proporción histórica del desembarque imputada a cada subsistema fue la observada a comienzos de 2000s. A partir del año 2007, comienza la presencia de SERNAPESCA en el subsistema RC-SC, con lo que surge un gran ordenamiento en los registros de desembarque de la langosta de Juan Fernández, generándose una base de datos con registros por viaje para cada embarcación. Dada la gran diferencia entorno a la incertidumbre de los registros de captura se consideró un cv más elevado para el período inicial e histórico, respecto del período post 2007.

Captura por unidad de esfuerzo

De las distintas series de CPUE que fueron analizadas y estandarizadas en secciones previas, se consideraron dos, captura por trampa levantada de langostas retenidas y captura por trampa levantada de langostas no retenidas. Estos datos corresponden al programa de monitoreo basado en bitácoras de pesca desarrollado por la Universidad de Concepción. La CPUE de langostas retenidas fue modelada a partir de una selectividad de retención, con parámetros de una función logística conocidos, que genera una función del tipo filo-de-cuchillo entorno a la talla de retención de 115 mm (talla mínima de captura). Esto se justifica por el alto grado de cumplimiento de la talla mínima de captura que comenzó en el año 1935. La captura por trampa levantada de langostas no retenidas corresponde fue modelada a través de una ojiva de selectividad half-normal por el lado izquierdo de la distribución de talla y la selectividad de retención por el lado derecho (1 - probabilidad de retención a la talla).

Frecuencia de longitudes de la captura total

A partir de la temporada 2011 comienzan los registros continuos de frecuencia de tallas de langostas para ambos sexos (12 temporadas). Se consideraron intervalos de talla de 2 mm y un rango entre 70 y 140 mm (grupo plus). Este rango contiene la mayor parte de la distribución de los datos.

3.2.4 Objetivo específico 3: Proponer puntos biológicos de referencia para el establecimiento del estatus de la langosta de Juan Fernández

3.2.4.1 PBR desde enfoque empíricos

En el presente estudio se consideran puntos de referencia empíricos (asociados con las series nominales de CPUE por viaje) para los subsistemas RC-SC, AS e ID. Los valores umbrales límite y objetivo se obtuvieron a partir de los acuerdos de las actas de 2017, de gestión del Comité de Manejo de Crustáceos de Pesquerías asociadas del archipiélago Juan Fernández e islas Desventuradas.

3.2.4.2PBR desde modelos de evaluación de stocks

Por otra parte, tanto el modelo JABBA como los de depleción incorporan para modelar la dinámica de las biomazas modelos de producción, en especial el genérico de Pella Tomlinson, donde los puntos de referencia pueden estimarse directamente a partir de los parámetros principales del modelo, como se detalla a continuación.

3.2.4.2.1Modelo de evaluación de stocks limitado en datos

El modelo de evaluación de stock con enfoque bayesiano (JABBA) permite obtener puntos de referencia biológicos asociados con F_{RMS} y B_{RMS} . Estos combinados con las series estimadas de biomasa agregada y tasa instantánea de mortalidad por pesca permiten obtener un diagrama de fase de la pesquería (diagrama de *Kobe*).

La metodología basada en tallas (*LBI*) no permite construir puntos de referencia clásicos basado en mortalidad por pesca y biomasa, pero genera indicadores que se comparan con estadísticos referenciales de talla que permiten hacer un diagnóstico del estado y cambios en la estructura de tallas del stock. Este método posibilita detectar sobrepesca por crecimiento y por reclutamiento.

3.2.4.2.2Modelo de depleción combinado con modelos de producción excedente

Los puntos biológicos de referencia más importantes derivados de este modelo son el rendimiento máximo sostenible (RMS, toneladas):

$$RMS = rK(p - 1)p^{-\frac{p}{p-1}}$$

Ecuación 37

Donde r es tasa intrínseca de crecimiento poblacional (1/año), K corresponde a la capacidad de carga del ambiente (toneladas) y p corresponde al parámetro de simetría de la función de producción (adimensional).

La biomasa del stock que produce el RMS (toneladas)

$$B_{RMS} = Kp^{\frac{1}{1-p}}$$

Ecuación 38

y la mortalidad por pesca que se ejerce sobre el stock cuando se extrae el RMS,

$$F_{RMS} = \frac{p - 1}{p} \left(\frac{\gamma RMS}{K} \right) = \frac{RMS}{B_{RMS}}, \gamma = \frac{p^{p/(p-1)}}{p - 1}$$

Ecuación 39

El ajuste del modelo de la Ecuación 37 a las observaciones de biomasa y sus errores estándar provenientes de los modelos de depleción se realizó con una función de verosimilitud híbrida marginal-estimada explicada en Roa-Ureta et al. (2015),

$$L(\{B_0, K, r, p\}|\{\hat{B}_y\}) = -\frac{1}{2} \sum_{y=1996}^{y=2013} \left(\log(2\pi S_{\hat{B}_y}^2) + \frac{(\hat{B}_y - B_y)^2}{S_{\hat{B}_y}^2} \right)$$

Ecuación 40

donde $S_{\hat{B}_y}^2$ son los errores estándar de cada biomasa inicial estimada provenientes de los modelos de depleción, \hat{B}_y son los estimados de máxima verosimilitud de las biombrasas iniciales provenientes de los modelos de depleción, y B_y son las verdaderas biombrasas iniciales según el modelo de producción excedente de Pella y Tomlinson.

El modelo de producción excedente de Pella y Tomlinson y sus observaciones de biombrasas iniciales y sus errores estándar fue implementado en ADMB y luego los resultados fueron procesados en R. Dos variantes de este modelo fueron estimas. Una de ellas supone que la biomasa en septiembre-octubre de 2001-2002 (biomasa inicial del modelo Pella-Tomlinson, B_0 , antes de la primera observación en 2002-2003) era igual a la capacidad de carga del ambiente y por lo tanto tiene sólo tres parámetros a estimar (K , p y r) mientras que la segunda variante admite que la biomasa inicial sea diferente de la capacidad de carga del ambiente y por lo tanto tiene cuatro parámetros a estimar (B_0 , K , p y r).

3.2.4.2.3 Modelo de evaluación talla estructurado

Finalmente, para el modelo talla estructurado los puntos de referencia (F_{RMS} y B_{RMS}) fueron estimados en una fase final del proceso de estimación de parámetros (cuando ya se alcanzó el MLE de los parámetros del modelo), dentro de la plataforma de estimación estadística ADMB mediante una simulación a 100 años (para alcanzar equilibrio) bajo distintos niveles de F (desde 0 hasta un nivel cercano a 1) y poder estimar de esta manera el rendimiento máximo sostenible y todo el resto de los parámetros asociados a él (F_{RMS} y B_{RMS}). Este enfoque numérico es un procedimiento estándar que se utiliza en modelos estadísticos estructurados y dinámicos para obtener estos parámetros de manejo de interés.

4 RESULTADOS

4.1 Objetivo 1 Establecer los requerimientos de datos e información para potenciales procedimientos de evaluación de stock para langosta de Juan Fernández.

4.1.1 Características de las flotas y métodos de pesca

Ernst *et al.* (2010a), Ernst & Orensanz (en Arana *et al.*, 2006b) y Ernst *et al.* (2013) resaltan las siguientes características fundamentales de esta pesquería: (a) el tamaño de las embarcaciones se ha mantenido relativamente constante desde 1950, pero en los últimos años han ocurrido muchos reemplazos, que han introducido cambios importantes en la flota; (b) el esfuerzo de pesca expresada como número de botes se mantuvo constante en ambos subsistemas hasta 2010, pero el reemplazo de embarcaciones ha aumentado el tamaño en años recientes; (c) la unidad fundamental de esfuerzo en esta pesquería es la trampa (Arana *et al.*, 2006b).

4.1.1.1 Embarcación de pesca

Históricamente las embarcaciones del archipiélago Juan Fernández, llamadas “chalupas”, presentaban el diseño básico de los botes de pesca de 8 a 11 m de eslora y de doble proa ha permanecido prácticamente desde al menos 1915 y puede remontarse a la de la caza de ballenas en el siglo XIX (Figura 4 A). La mayoría se construyó en la isla Robinson Crusoe con maderas locales y están propulsadas por motores fuera borda de 15 HP (Ernst *et al.*, 2010a; Arana, 1983). Desde el 2007 y acelerado por el Tsunami del 2010 que azotó duramente al archipiélago Juan Fernández afectando embarcaciones y equipos de pesca (de los 41 barcos que operaban en la isla Robinson Crusoe, ocho fueron destruidos y 11 dañados), las embarcaciones fueron reemplazadas por otros diseños y con distinta materialidad (Ernst *et al.*, 2010a; Arana, 1983, Figura 4 B).

Dos pescadores operan al menos estas embarcaciones, donde uno de ellos se encarga del motor, la navegación y la ubicación de los caladeros, mientras que el segundo se encarga de acondicionar los aparejos, encarnar las trampas y de la limpieza de la embarcación. Un cambio importante experimentado en la manipulación de las trampas ocurrió a mediados de la década de los 1990s con la incorporación del huinche hidráulico para el virado de las trampas. Méndez (1979) señala que por su alto precio no fue implementado en esa década y no fue hasta una reducción en el precio de los motores que su uso se hizo habitual e indispensable. La inclusión del cabrestante hidráulico, **“chingre”, a finales de la década de los noventa ha sido uno de los factores más influyentes en el aumento del esfuerzo efectivo de pesca.** Estos reducen el tiempo de manipulación, permitiendo visitar más trampas durante un viaje (Henríquez *et al.*, 1985). Otro cambio tecnológico fue la implementación de ecosondas, para encontrar nuevos puntos de pesca junto con gps, que son ocupados principalmente por pescadores más jóvenes para localizar nuevas marcas o ubicarlas en los días de niebla (Ernst *et al.*, 2013).

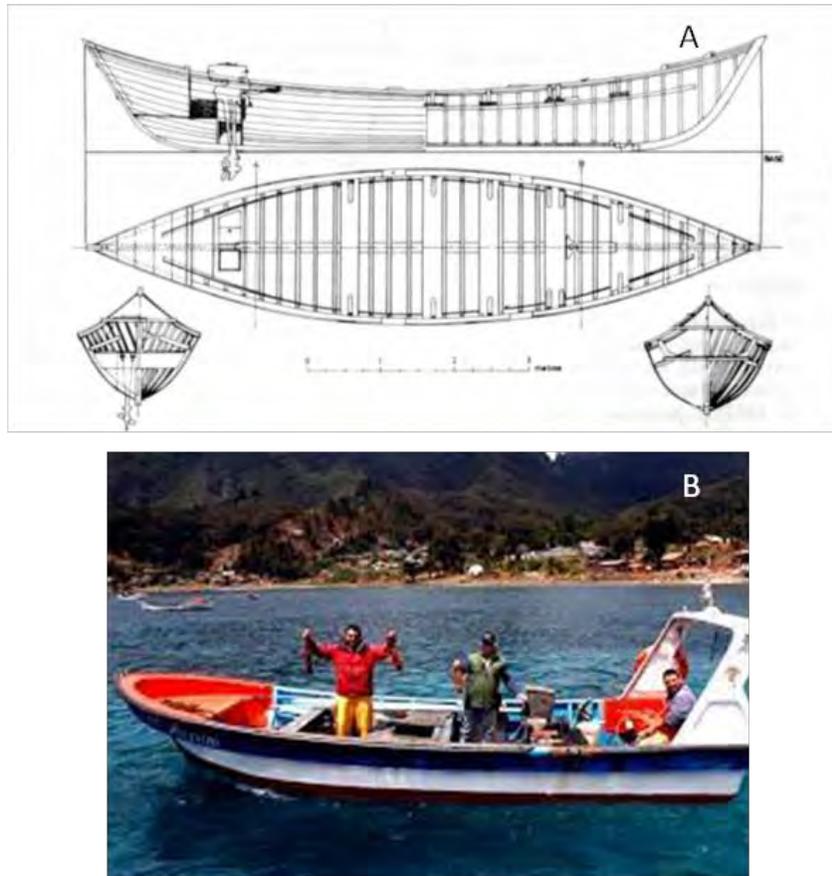


Figura 4 (A) Plano de construcción de embarcación pesquera empleada en Juan Fernández (B) Fotografía de embarcación artesanal de diseño proa espejo empleada en JF e ID.

4.1.1.2 Aparejo de pesca

Las trampas corresponden al arte de pesca históricamente utilizado para la captura de langostas. Son construidas en base a un armazón de madera, con dimensiones promedio de 130 x 70 x 45 cm, **con dos cámaras interiores, cada una con una entrada llamada “túnel” o “buche”**. **Las trampas son fondeadas con pesos de 10 a 30 kg, variando en relación con la profundidad y a las corrientes.** La disposición de los buches fue modificada a partir de los 1980s, donde cambió de una posición en **línea recta o “tipo I” a una con entradas en la parte superior o “tipo L”**, dando como resultado un aumento en la eficiencia de la captura (Figura 5). La carnada empleada en estas trampas es breca (*Nemadactylus gayi*) pampanito (*Scorpiis chilensis*), morena (*Gymnothorax prophyreas*), vidriola (*Seriola lalandi*) y jurel de Juan Fernández (*Pseudocaranx chilensis*) (Arana, 1983).

El diseño exterior de las trampas se ha mantenido constante por décadas, aunque sufrió una **modificación interna desde una configuración tipo “I” a una “L”, a comienzos de los años 1980s y el número de trampas por bote aumentó a comienzo de los años 2000s** junto con la introducción del huinche (Ernst *et al.*, 2010a). En las últimas temporadas, algunos patrones introdujeron anillos de escape a las trampas langosteras (Ernst *et al.*, 2013), sin embargo, su uso ha ido en disminución (Ernst *et al.*, 2019).

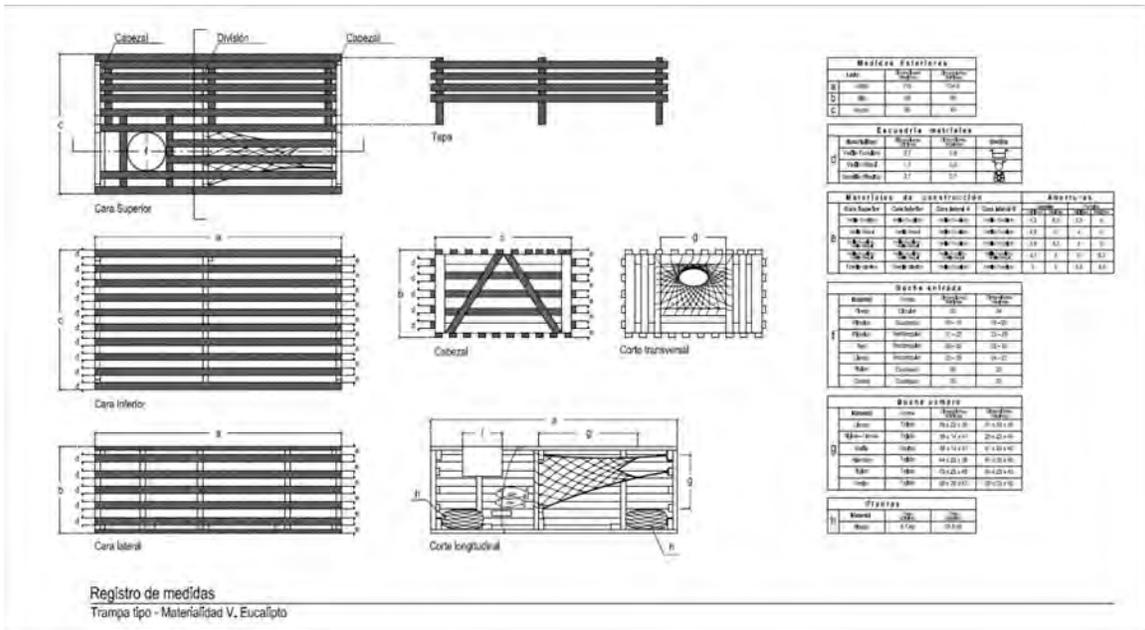


Figura 5 Trampa langostera utilizada por pescadores artesanales en Juan Fernández (Ernst *et al.*, 2015)

4.1.1.3 Desembarques históricos (1930-2000)

Existe información sobre desembarques anuales agregados para la langosta de Juan Fernández desde el año 1930 hasta el 2000, en toneladas (t). La información proviene de múltiples fuentes incluyendo (Servicio de Caza y Pesca, SERNAPESCA de Ernst *et al.* (2013)). No existe información directa para separar la información por subsistema o temporada (está por año calendario) a lo largo de todo este período.

Los desembarques anuales registrados promediaron 89 t entre 1930 y 1965, aunque con una marcada caída durante 1943-1946 que coincidió con la Segunda Guerra Mundial. Durante la década siguiente los desembarques disminuyeron a un promedio de aproximadamente 30 t durante el período 1975-2003 (Figura 6). Las fluctuaciones naturales en la productividad de la langosta llevaron a un repunte de las capturas, de un mínimo de 19 t en 2001 a 81 t en 2011. En las últimas cinco décadas solo superó la cifra por la captura declarada para 1967 (91 t). Según los pescadores, los desembarques relativamente bajos en los años 1998-2002 correspondieron a un período de baja abundancia, percibida a través de los rendimientos en las trampas. Durante el 2010, el tsunami afectó a las capturas, con un cese parcial de actividades después de febrero en Robinson Crusoe (directamente afectado) y un cese total en la isla A. Selkirk, ya que la flota regresó anticipadamente a la isla Robinson Crusoe. Para compensar las pérdidas causadas por el tsunami, la temporada siguiente comenzó un mes antes de lo habitual (durante septiembre). Los récords a partir del año 2009 incorporan las capturas realizadas por algunos botes en Islas Desventuradas. Dado que la CPUE ha sido históricamente más alta alrededor de las Islas Desventuradas, este factor contribuyó a incrementar los desembarques en los últimos años.

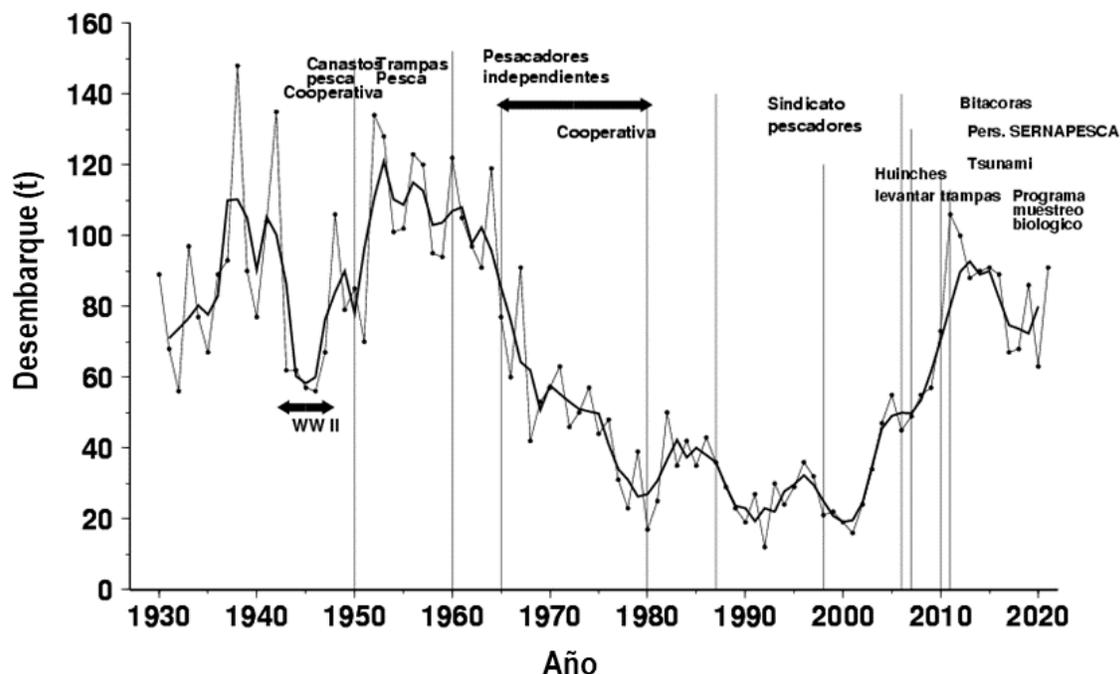


Figura 6 Desembarques históricos de langosta de Juan Fernández entre el período 1930-2021 (Fuente: Ernst *et al.* (2013) modificado y registros de Sernapesca).

La información histórica de desembarques proviene de una recopilación de varios servicios, es anual y no hay forma de separarla por subsistema (previo al año 2001). Esto genera restricciones y desafíos al querer modelar una serie más extensa.

4.1.1.4 Registros de *Desembarque* (Captura) SERNAPESCA (2001-2023)

Según conversaciones sostenidas con personal encargado de las bases de datos pesqueros de SERNAPESCA Valparaíso (Sr. Rodrigo Riquelme) los registros por viaje están disponibles a partir del año 2001. Esta información se recopila a partir de los DA (declaración artesanal) asociados a cada viaje de pesca. Al inicio, esta información se llenaba en formularios y entregaba a la oficina de SERNAPESCA en la isla Robinson Crusoe, pero con el tiempo y el acceso a una mejor conexión, el ingreso se realiza desde 2013 en línea a través del internet.

La base de datos obtenida a través del *Sistema Integral de Información y Atención Ciudadana* (SIAC) de SERNAPESCA contienen registros por viaje de pesca desde el año 2001. Los campos disponibles en esta base de datos se resumen en la Tabla 4. La información respecto de desembarque (captura retenida) se reporta por viaje de pesca en toneladas (t). La información considera dos caletas (BAHIA CUMBERLAND (R. CRUSOE) y ALEJANDRO SELKIRK), no existiendo un código de caleta exclusivo para el archipiélago de las Islas Desventuradas. Así, la única forma de separar la captura retenida del subsistema RC-SC de ID es mediante los registros de embarcaciones que operaron en temporadas/meses en el subsistema ID. Esta separación se llevó a cabo y fue incorporado en la evaluación de stock.

La Figura 7 muestra las series de captura retenida por año calendario proveniente de la base SIAC de SERNAPESCA y de los anuarios de SERNAPESCA, las dos series son muy coincidentes, excepto para el año 2015 y 2021 (Figura 7A). Este último debido a que falta incorporar los datos de octubre-diciembre 2021 en la base de datos del SIAC. Las series de captura retenida de ambos subsistemas muestra una situación bastante dispar, con capturas reportadas muy bajas para el subsistema AS al inicio de la serie que podrían deberse a un subreporte de desembarques debido al aislamiento en este subsistema. La Figura 7B representa las series de desembarque para datos del SIAC expresados como temporada o año calendario, mostrándose un desfase en los “peaks” en algunos períodos.

Tabla 4
Variables operacionales registradas en la base de datos de SERNAPESCA en el período 2001-2023.

Variable de la base de datos del SIAC para langosta de Juan Fernández (2001-2023)		
Región de operación	Provincia	Captura (t)
Número declaración	Comuna	Estado
Tipo declaración	Caleta de desembarque	Región transbordo
Folio impreso	N° resolución	Fecha transbordo
RPA embarcación	Año resolución	*Tipo desembarque
Nombre embarcación	Resolución	Zona de pesca
Eslora (m)	RPA buzo	Tipo destino
TRG	Caleta buzo	Código destino
Cap. Bodega (m3)	Región inscripción buzp	Nombre destino
Matrícula	Código especies	Oficina inscripción armador
Capitanía	Arte de pesca	Región inscripción armador
Fecha zarpe	Nombre especie	RPA armador
Fecha llegada	Tipo especie	Nombre armador
Fecha recepción	Desembarque (t)	

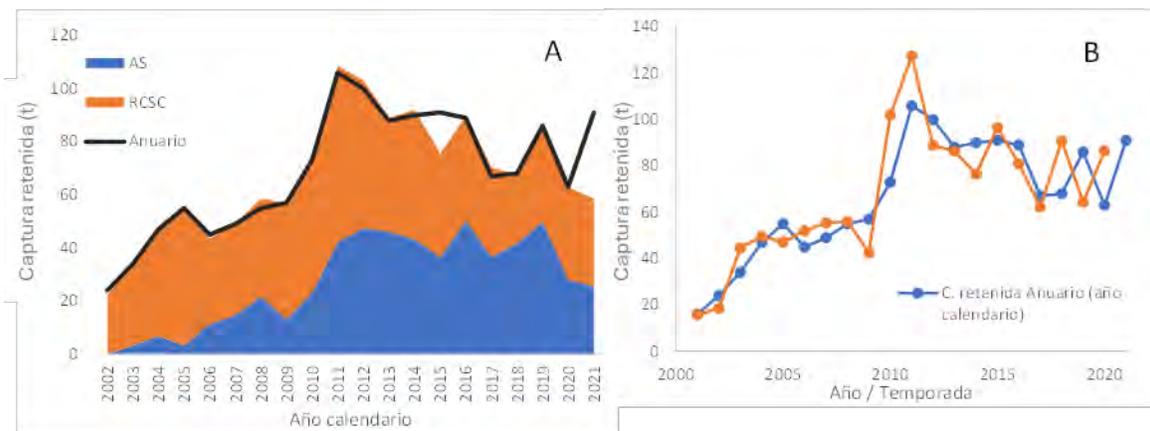


Figura 7 (A) Captura retenida por subsistema y año calendario. (B) Series de captura retenida (t) provenientes de los anuarios de pesca (año calendario) y por viaje de pesca (temporada) de SERNAPESCA para el período 2002 – 2021.

4.1.2 Esfuerzo de Pesca

En esta pesquería el esfuerzo de pesca puede ser caracterizado por el número de botes operando sobre el recurso durante la temporada, el número de viajes de pesca y el número de trampas

levantadas por cada viaje de pesca. A través de la base de datos de SERNAPESCA (disponible mediante el sistema integral de información y atención ciudadana SIAC) se caracterizó el número de embarcaciones que operaron durante cada temporada y el número de viajes de pesca.

4.1.2.1 Esfuerzo de pesca histórico

La revisión histórica del número de embarcaciones que operaron sobre el recurso langosta por subsistema se presenta la Figura 8. Esto corresponde a una revisión de diversas publicaciones y reportes técnicos. Para el subsistema RC-SC, se aprecian un número promedio de 40 botes operando desde los 1950s hasta el presente, sin embargo, se identifica un menor número en algunos años de la serie (e.g. 1960s y 1980s). En la década del 2010, los registros fueron obtenidos del programa de monitoreo, el cual utiliza información del control de tráfico marítimo de la armada y registros propios. Pese a existir un número mayor de embarcaciones autorizadas para capturar langostas, el número efectivo de embarcaciones que opera sobre el recurso es menor, entendiéndose que eso se relaciona con la posibilidad de acceder a los lugares de pesca (sistema de marcas). Si bien en el subsistema AS la pesca ocurre al menos desde los 1930s, los registros en informes técnicos del número de embarcaciones comienzan a mediados de los 1980s, con un valor cercano a las 10 embarcaciones por temporada. Este número se incrementa a 14 después del tsunami del 2010. La flota Fernandeziana ha operado en las Islas Desventuradas desde hace muchas décadas, pero su registro en número de embarcaciones comienza en 1997, donde se documentan 3 embarcaciones. Desde el año 2001 al 2008 no hubo actividad extractiva en este subsistema, pero a partir del 2009 han operado entre 2 a 7 embarcaciones, dependiendo de las oportunidades de transporte y los permisos otorgados por la Armada de Chile.

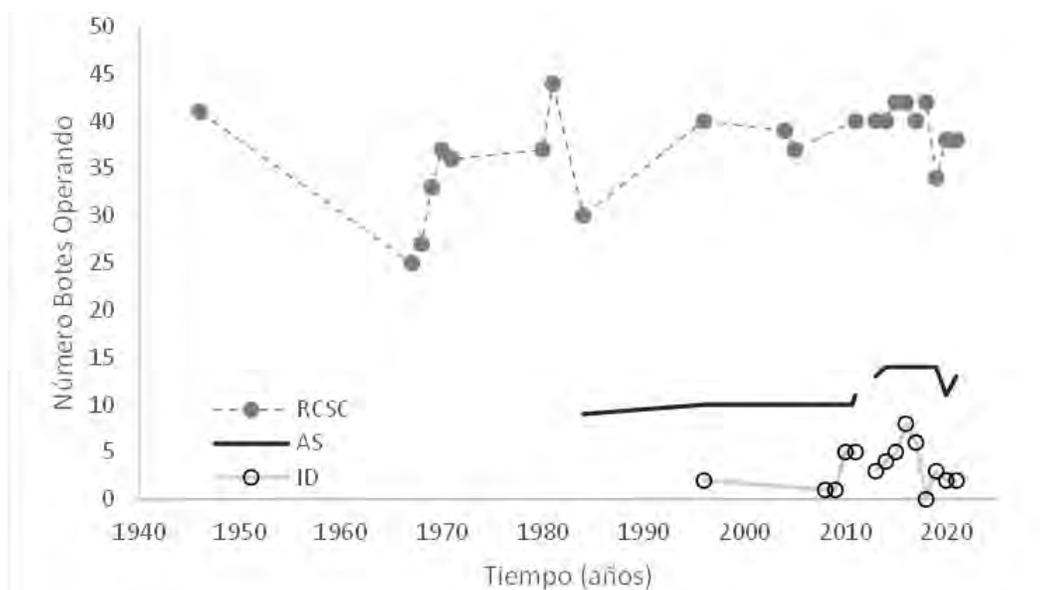


Figura 8 Número de botes operando por subsistema en la pesquería de la langosta de Juan Fernández.

4.1.2.1.1 Esfuerzo de pesca (viaje de pesca)

La Figura 9 muestra el número de viajes de pesca obtenidas a partir de la base de datos del SIAC-SERNAPESCA para los subsistemas RC-SC y AS desde las temporadas 2001 a la 2020. En ambos subsistemas se aprecia un alza en el número de viajes de pesca desde la década del 2000s, con un “peak” entre el 2011 y 2016 para finalmente disminuir. En esta misma Figura 9 se superpusieron las series de esfuerzo obtenidas desde el programa de monitoreo de la UDEC durante el período 2010-2020, siendo bastante coincidente en sus tendencias, pero con algunas diferencias.

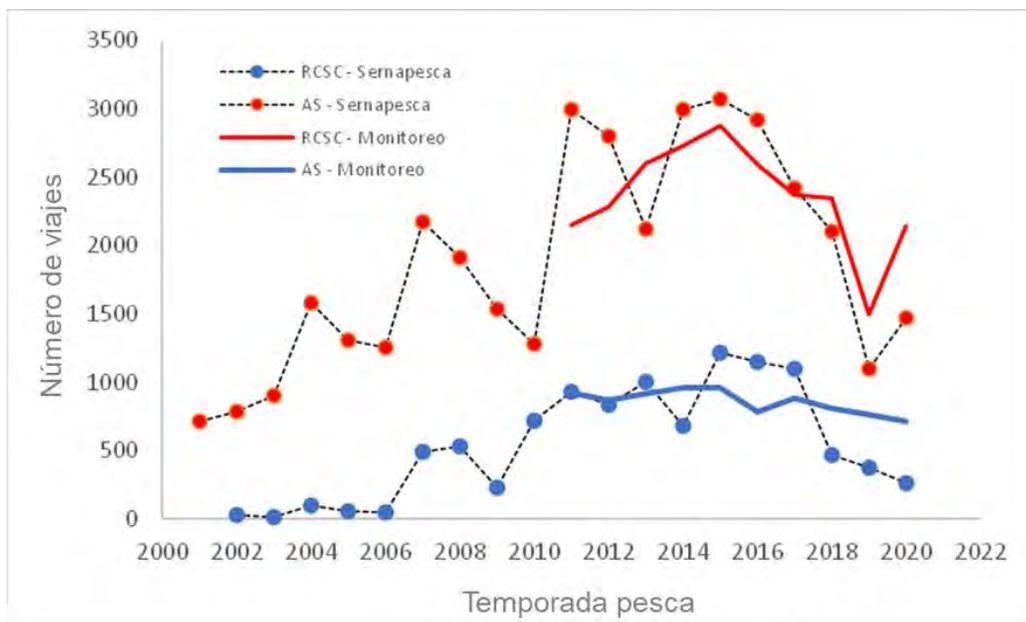


Figura 9 Esfuerzo de pesca expresado como número de viajes de pesca hacia el recurso langosta de Juan Fernández para los subsistemas RC-SC y AS. Información proveniente de Sernapesca y del programa de monitoreo de la Universidad de Concepción.

4.1.2.1.2 Esfuerzo de pesca –Trampas levantadas por viaje de pesca

La Figura 10 presenta el número promedio de trampas levantadas por viaje de pesca y subsistema. Los viajes de pesca son diurnos y corresponden al recorrido que realizan los pescadores para revisar las trampas caladas con 1 a 2 días de anterioridad, mayoritariamente. Si bien el número de trampas utilizadas puede ser mayor, las restricciones operacionales determinan que el número efectivo de trampas revisadas por viajes sea menor. En todos los subsistemas se aprecia una disminución en el número de trampas revisadas desde el 2012 hacia el 2020. El número de trampas revisadas por viaje de pesca es mayor en AS, luego en RC-SC y aun menor en ID, donde habitualmente trabajan con 2 grupos de trampas, lo que diariamente garantiza la revisión de trampas caladas.

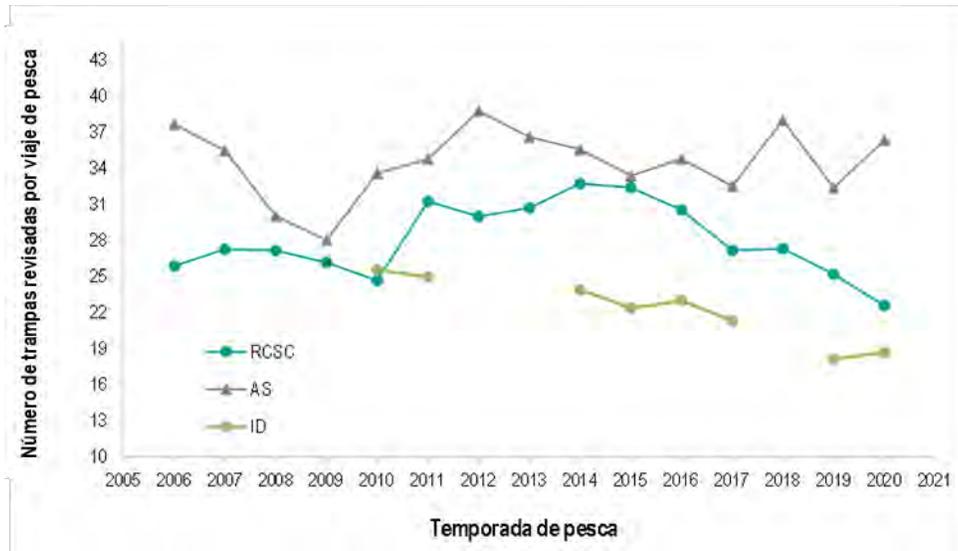


Figura 10 Número promedio de trampas levantadas por viaje de pesca y por subsistema entre las temporadas 2006 y 2020.

El esfuerzo de pesca, que se caracteriza por el número total de trampas levantadas por temporada y subsistema, se obtuvo con los registros del programa de monitoreo de la Universidad de Concepción. Para el subsistema RC-SC se observa un fuerte aumento lineal entre el 2011 y 2015 hasta alcanzar un valor superior a las noventa mil trampas levantadas (Figura 11). Luego comienza un fuerte descenso mostrando un mínimo cercano a las 40mil trampas levantadas en la temporada 2019/20. En AS en cambio se aprecia un nivel cercano a las 32mil trampas levantadas entre los años 2011 y 2014, para mostrar luego un paulatino descenso hacia la temporada 2020/21.

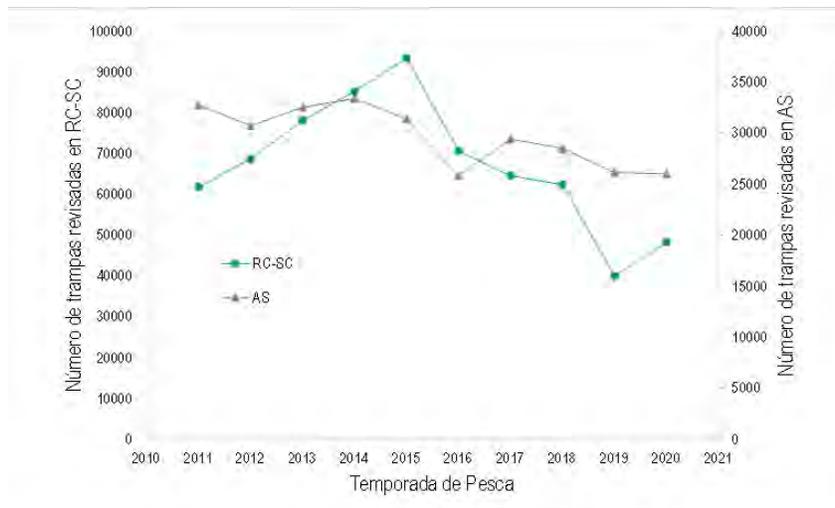


Figura 11 Esfuerzo expresado como número total de trampas levantadas para la pesquería de langosta de Juan Fernández por temporada de pesca y subsistema. Información obtenida del programa de monitoreo de la Universidad de Concepción.

4.1.3 Cobertura programa de monitoreo

De la revisión de la información proveniente del monitoreo de la pesquería de langosta de Juan Fernández ejecutado por la Universidad de Concepción, se obtuvo la cobertura de los viajes de pesca del levantamiento de información a través del control de tráfico marítimo, las bitácoras de pesca (Tabla 5), la cobertura de viajes con muestreadores científicos a bordo de las embarcaciones (Tabla 6) y los tamaños de muestras por sexo de las langostas medidas a bordo (captura retenida y no retenida) entre las temporadas 2011 a 2023 para cada subsistema. El programa de bitácoras comenzó en la temporada 2006/07 con muy buen apoyo de la comunidad, pero para efectos del cálculo de las coberturas no es hasta el 2011, con el comienzo de los registros del Control de tráfico marítimo, que se presentan las coberturas. Hasta la temporada 2019, los porcentajes de cobertura excedían el 50% en RC-SC, para luego bajar a un rango de 16-35%. En AS las coberturas han sido históricamente cercanas a un 25%. En ID, el otro subsistema lejano y con difícil acceso, el control de tráfico no ha estado disponible todo el tiempo, ya que depende de la presencia del investigador de campo en este subsistema. Las coberturas por temporadas más elevadas en AS o ID se deberían al menor número de registros del control de tráfico marítimo.

Las coberturas del muestreo biológico alcanzan valores entre un 6 y 50% para ID, alrededor de un 10% para RC-SC y 8% para AS. Con estas coberturas de muestreo se han alcanzado a medir más de 20000 langostas por temporada en RC-SC y AS y más de 5000 en ID.

INFORME FINAL – FIPA 2021-15

Tabla 5

Cobertura de viajes con bitácoras de pesca por subsistema y temporada de pesca. Pesquería de langosta de Juan Fernández

Subsistema	Temporada	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Total	
ID	2016	37%	40%	32%	50%					37%	
	2017	71%	49%	47%	54%	60%				56%	
	2019		56%	41%	27%	15%	36%			33%	
	2020		35%	39%							
	2021					38%	55%	100%			
	2022	75%	79%	10%							28%
	2023			63%	25%	19%					51%
RC-SC	2011	34%		38%	34%	31%	40%	35%	36%	35%	
	2012	36%	38%	36%		42%	51%	47%	37%	40%	
	2013	93%	100%	71%	43%	40%	31%	46%	42%	61%	
	2014	78%	77%	72%	62%	59%	53%	50%	32%	64%	
	2015	58%	59%	53%	56%	56%	56%	29%	39%	52%	
	2016	75%	89%	72%	60%	34%	42%	72%	53%	62%	
	2017	62%	68%	56%	61%	58%	59%	58%	56%	60%	
	2018	66%	48%	53%	64%	46%	61%	52%	26%	55%	
	2019	43%	27%	25%	30%	35%	20%	6%		29%	
	2020	42%	49%	35%	32%	32%	31%	27%	18%	35%	
	2021	57%	38%	40%	26%	19%	29%	11%	11%	27%	
	2022	26%	12%	22%	26%	21%	11%			19%	
	2023	20%	14%	16%	12%	18%				16%	
AS	2011	66%	35%		58%	62%	39%			67%	
	2012	61%	45%	52%	48%	43%	34%	34%		45%	
	2013	85%	99%	73%	57%	61%	47%	41%		67%	
	2014	44%	40%	9%	37%	42%	32%	37%	41%	35%	
	2015	12%	42%	34%	23%	9%	15%	10%	9%	22%	
	2016	78%	48%	67%		56%	46%	47%		65%	
	2017	38%	40%	22%	2%	14%	2%			18%	
	2018	24%	40%	32%	21%	18%	11%	3%	8%	23%	
	2019	40%	22%	27%	18%	23%	13%			26%	
	2020	60%	55%	38%	42%			28%		29%	
	2021	35%	37%	41%	33%	30%	34%	13%	27%	30%	
	2022	4%	25%	16%	34%	6%	26%			20%	
	2023	55%	28%	12%	16%	21%				22%	

INFORME FINAL – FIPA 2021-15

Tabla 6

Cobertura de viajes con investigadores científicos a bordo de las embarcaciones por subsistema y temporada de pesca. Programa de monitoreo biológico de la pesquería de langosta Juan Fernández

Subsistema	Temporada	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Total
ID	2016		3%	14%	50%	-	-	-	-	6%
	2017	12%	12%	12%				-	-	8%
	2019	-	32%	30%						12%
	2020	-	35%	39%	-	-	-	-	-	77%
	2021	-	-	-	-	38%	37%			27%
	2022				19%	12%	33%	-	-	10%
	2023			29%	42%	26%	-	-	-	26%
RC-SC	2011	3%		8%	8%	8%	4%	3%	0%	7%
	2012	4%	5%	2%	29%	4%	6%	1%	0%	4%
	2013	6%	6%	4%	6%	6%	1%	10%	6%	5%
	2014	8%	8%	15%	11%	8%	7%	9%	13%	9%
	2015	7%	10%	9%	9%	10%	11%	13%	11%	10%
	2016	11%	12%	10%	10%	6%	6%	12%	14%	10%
	2017	10%	11%	12%	10%	2%	4%	13%	13%	9%
	2018	7%	11%	10%	11%	11%	14%	18%	22%	11%
	2019	17%	14%	11%	10%	18%	18%	17%	0%	14%
	2020	13%	12%	12%	15%	13%	13%	12%	18%	13%
	2021	10%	13%	21%	14%	13%	11%	7%	11%	12%
	2022	7%	9%	9%	17%	15%	9%			11%
	2023	12%	8%	13%	12%	20%				11%
AS	2011	6%	9%		8%	9%	4%			9%
	2012	7%	7%	10%	6%	9%	8%	5%	0%	7%
	2013	8%	10%	10%	8%	6%	7%	7%		8%
	2014	6%	10%	3%	5%	4%	9%	12%	19%	7%
	2015	5%	7%	5%	7%	9%	8%	8%	11%	7%
	2016	2%	8%	9%	17%	13%	11%	8%	100%	9%
	2017	6%	8%	5%	4%	8%	4%	10%	6%	6%
	2018	4%	5%	6%	6%	7%	14%	15%	14%	8%
	2019	8%	8%	8%	10%	9%	13%	40%		9%
	2020	13%	9%	8%	12%	9%	10%	12%		10%
	2021	8%	9%	10%	8%	9%	9%	6%	17%	8%
	2022	4%	8%	6%	8%	6%	9%			7%
	2023	18%	8%	10%	10%	6%				9%

Tabla 7
Tamaño muestral por sexo (H: hembras, M: machos, NA: valores faltantes) de langostas medidas por subsistema y temporada de pesca.

Subsistema	Temporada	Sexo			Total
		H	M	NA	
ID	2014	1612	1529		3141
	2016	3828	2073		5901
	2017	3177	2065	2	5244
	2019	5324	3061	55	8440
	2020	4721	4851	28	9600
	2021	1917	2620	76	4613
	2022	1409	1833	41	3283
	2023	3118	3486	1	6605
RC-SC	2011	11777	9677		21454
	2012	3443	3899		7342
	2013	6452	8482	44	14978
	2014	15954	18577	14	34545
	2015	23483	12310	112	35905
	2016	14409	6944	19	21372
	2017	6271	2775	5	9051
	2018	15629	7130	84	22843
	2019	9678	10308	140	20126
	2020	12754	9752	211	22717
	2021	12528	12945	171	25644
	2022	9074	10427	190	19691
	2023	2951	6904	1	9856
AS	2008	13855	17356	10	31221
	2009	3631	6685	5	10321
	2010	3673	7386	0	11059
	2011	8663	11057	94	19814
	2012	7128	9224	13	16365
	2013	12729	13227	165	26121
	2014	8943	11350	12	20305
	2015	7616	8160	3	15779
	2016	14353	9309	6	23668
	2017	9410	6687	4	16101
	2018	16243	6602	25	22870
	2019	13067	5448	13	18528
	2020	27709	6991	22	34722
	2021	32900	3811	23	36734
	2022	19133	2742	21	21896
2023	9800	3513	12	13325	

4.1.4 Estandarización de la Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE)

Basado en 3 fuentes de información que han dado registro histórico de la pesquería y biología de la langosta de Juan Fernández (Tabla 2) se han desarrollado una serie de indicadores estandarizados de la abundancia relativa (CPUEs).

La base de datos censal de SERNAPESCA cuenta con las capturas reportadas en peso (toneladas) y el esfuerzo en viajes de pesca, mientras las dos bases de datos siguientes son de tipo muestral (registro de bitácoras y monitoreo biológico) y mantienen un registro donde las capturas son

documentadas en número de ejemplares de langostas hallados por viaje de pesca y trampa levantada. Por lo tanto, existen dos formas posibles de representar la captura por unidad esfuerzo para la pesquería de la langosta de Juan Fernández: mediante la captura por viaje de pesca y a través de la captura por trampa levantada. En base a ambas a unidades de esfuerzo, se presentan los siguientes resultados para cada subsistema.

4.1.4.1 Estandarización de la CPUE por viaje de pesca

Los modelos que presentaron mejor ajuste en la estandarización de la CPUE de langostas retenidas y no retenidas por viaje de pesca para el subsistema RC-SC dado la base de datos del registro de bitácoras y monitoreo biológico correspondieron a los modelos más complejos, modelo 7 (Tabla 8) y modelo 9 (Tabla 9) respectivamente. Ambos modelos utilizan la distribución de probabilidades binomial negativa, y para el caso de la CPUE estandarizada a partir de la información documentada por el monitoreo biológico, considera las variables categóricas temporal (temporada y mes) como efectos fijos, y espacial (zona) y operacional (bote) como efectos aleatorios anidados (modelo 9), donde el nivel jerárquico del factor zona está por sobre la variable bote debido a que las embarcaciones pueden llegar a operar en diferentes zonas (*i.e.*, en más de una zona contigua; Tabla 9). Mientras el modelo empleado en la estandarización de la CPUE en base a los datos del registro de bitácoras solo consideró la variable categórica temporada como efecto fijo, y la variable mes y operacional (bote) fueron efectos aleatorios anidados, donde la categoría temporal (mes) posee un nivel jerárquico sobre las embarcaciones (Tabla 8), ya que a lo largo de la temporada los pescadores visitan otros sitios/zonas de pesca, incluso más profundas. En cuanto a la base de datos reportada por SERNAPESCA, que documenta la captura de langostas retenidas en peso (toneladas) por viaje de pesca, se obtuvo un buen ajuste de la CPUE en función del modelo más complejo para el subsistema de RC-SC (Tabla 8). Sin embargo, a diferencia de las estandarizaciones obtenidas desde las bases de datos del registro de bitácoras y del monitoreo biológico, este modelo utilizó una distribución de probabilidades correspondiente a la familia beta, considerando la variable categórica temporada como efecto fijo y las variables mes y bote como efectos aleatorios anidados (Tabla 8). La configuración de estos modelos ha permitido reducir la sobre dispersión de los datos observados cuando se modelaban con una distribución de probabilidades del tipo Poisson, sugiriendo la verosimilitud de la familia binomial negativa para modelos de estandarización de CPUE a partir de las bases de datos provenientes del registro de bitácoras, y monitoreo biológico y una verosimilitud de la familia beta para modelar los datos vinculados al registro de SERNAPESCA.

La Figura 12 representa el desempeño de los residuos a través de un qqplot de residuos observados y predichos junto a un gráfico de distribución de frecuencia de residuales DHARMA, que constituye un diagnóstico de residuales para modelos jerárquicos mediante un enfoque basado en simulación a fin de crear residuos escalados (cuantiles) fácilmente interpretables para GLMMs (Hartig, 2022). Ambas representaciones gráficas residuales permiten verificar la distribución normal de los residuos asociados al modelo 7 dado el registro de bitácoras (Tabla 8), el cual presentó efectos aleatorios para langostas comerciales del subsistema RC-SC, siendo la distribución de los residuos muy similares para los otros modelos igualmente configurados (modelo 9; Tabla 9).

Tabla 8

Modelos empleados en la estandarización de la CPUE a través de la unidad de esfuerzo “viaje de pesca”.

La distribución de probabilidades utilizada en los ajustes de los modelos a partir de la base de datos de SERNAPESCA fue del tipo beta para la variable dependiente langostas retenidas, mientras la verosimilitud empleada en el ajuste de modelos dado el registro de bitácoras correspondió a una binomial negativa para la variable dependiente langostas retenidas y no retenidas del subsistema de RC-SC. Modelos en negrita corresponden a aquellos más adecuados en la estandarización de la CPUE.

Descripción del modelo	SERNAPESCA		Registro de bitácoras			
	df	AIC Retenidas	df	AIC Retenidas	df	AIC No-retenidas
Modelo 0: N.Lan ~ 1	3	-239589	2	134906	2	212925
Modelo 1: N.Lan ~ Temporada	24	-244330	19	132980	19	209202
Modelo 2: N.Lan ~ Temporada + Mes	31	-245360	26	131212	26	206715
Modelo 3: N.Lan ~ Temporada + Mes + Bote	200	-251892	125	127802	125	200830
Modelo 4: N.Lan ~ Mes + Bote + (1 Temporada)	180	-251787	109	127891	109	200929
Modelo 5: N.Lan ~ Temporada + Bote + (1 Mes)	194	-251850	119	127847	119	200876
Modelo 6: N.Lan ~ Temporada + Mes + (1 Bote)	32	-251419	27	128051	27	201124
Modelo 7: N.Lan ~ Temporada + (1 Mes/Bote)	54	-255247	144	126776	45	200207

Tabla 9

Modelos empleados en la estandarización de la CPUE a través de la unidad de esfuerzo “viaje de pesca”.

La distribución de probabilidades utilizada en los ajustes de los modelos a partir de la base de datos del monitoreo biológico fue del tipo binomial negativa para la variable dependiente langostas retenidas y no retenidas del subsistema de RC-SC.

Descripción del modelo	Monitoreo Biológico			
	df	AIC Retenidas	df	AIC No-retenidas
Modelo 0: N.Lan ~ 1	2	20350	2	30883
Modelo 1: N.Lan ~ Temporada	16	20017	16	30110
Modelo 2: N.Lan ~ Temporada + Mes	23	19766	23	29901
Modelo 3: N.Lan ~ Temporada + Mes + Zona	33	19622	33	29478
Modelo 4: N.Lan ~ Temporada + Mes + Zona + Bote	134	19350	134	28801
Modelo 5: N.Lan ~ Mes + Zona + Bote + (1 Temporada)	121	19391	121	28859
Modelo 6: N.Lan ~ Temporada + Zona + Bote + (1 Mes)	128	19381	128	28830
Modelo 7: N.Lan ~ Temporada + Mes + Bote (1 Zona)	125	19381	125	28837
Modelo 8: N.Lan ~ Temporada + Mes + Zona (1 Bote)	34	19380	34	28893
Modelo 9: N.Lan ~ Temporada + Mes (1 Zona/Bote)	56	19331	56	28778

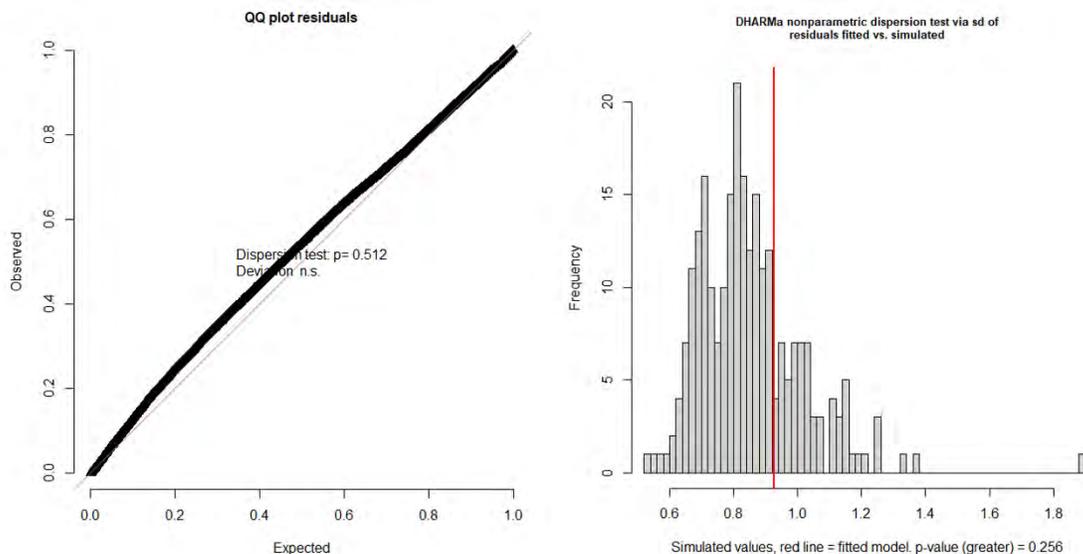


Figura 12 Representación de los residuos asociados al modelo 7 ajustado a las capturas provenientes del registro de bitácoras de pesca y considerando efectos aleatorios. (izquierda) QQ-plot de residuos observados y residuos predichos, además de (derecha) histograma de distribución de frecuencia de residuos simulados respecto de la diferencia entre los residuos observados y predichos (línea roja). Las características de la distribución de los residuos de esta figura fueron muy similares al diagnóstico de residuos derivados de otros modelos igualmente configurados.

Las series de tiempo de las CPUEs estandarizadas de langostas retenidas a partir de las tres fuentes de datos para el subsistema RC-SC (Figura 13), presentan una tendencia muy similar con una caída sistemática desde la temporada 2013/14 con los más bajos rendimientos en la temporada 2017/18, incluso más bajos que hace 10 años atrás (temporada 2007/08). Sin embargo, se detecta recuperación en los índices desde la temporada 2018/19, alcanzando sobre 12 langostas retenidas y un peso de 13 kg por viaje de pesca. Posterior al alza detectada durante la temporada 2018/19, la tendencia de las últimas cuatro temporadas -al menos para las series de CPUEs dadas por el registro de bitácoras y monitoreo biológico- han ido a la baja nuevamente para las langostas retenidas. Las últimas 4 temporadas de CPUE estandarizada a partir del registro de SERNAPESCA, en cambio, no han sido ilustradas debido a la identificación de un alza sustancialmente discordante con la señal reportada por las otras CPUEs estandarizadas pudiendo conducir a la confusión. La CPUE nominal así lo ilustra (Figura 14), lo que puede deberse principalmente a un sub-reporte del esfuerzo de pesca y no necesariamente a un sub-reporte de la captura documentada (Tabla 10).

Si bien la CPUE estandarizada basada en el registro de bitácoras pesqueras exhibe un desfase de un año en el valor máximo reportado -38 langostas retenidas por viaje de pesca- referente a la CPUE obtenida desde SERNAPESCA -40 kg de captura por viaje de pesca- entre las temporadas 2010/11 y 2011/12 (Figura 13), sus tendencias son muy similares llegando a representar un considerable coeficiente de correlación de 0.79 para un rango de temporadas comparables desde el 2006/07 al 2018/19 (Figura 15C). Cuando fueron comparadas las series de CPUEs provenientes del monitoreo

biológico y SERNAPESCA no se identificó algún desfase en los valores máximos debido al comienzo continuo de la serie del monitoreo biológico, que inicia desde la temporada 2011/12, pero aun así durante la temporada mencionada (2011/12) se detectan los valores más altos de CPUE – con 20 langostas retenidas por viaje de pesca–. La comparación de ambas CPUEs durante las temporadas 2004/05 y 2018/19 permitió identificar la más alta correlación entre las series, alcanzando un coeficiente de correlación de 0.96 (Figura 15B). Al comparar las series de CPUEs obtenidas a partir del monitoreo biológico y el registro de bitácoras pesqueras entre las temporadas 2006/07 y 2022/23 se alcanzó un coeficiente de correlación de 0.89 (Figura 15A).

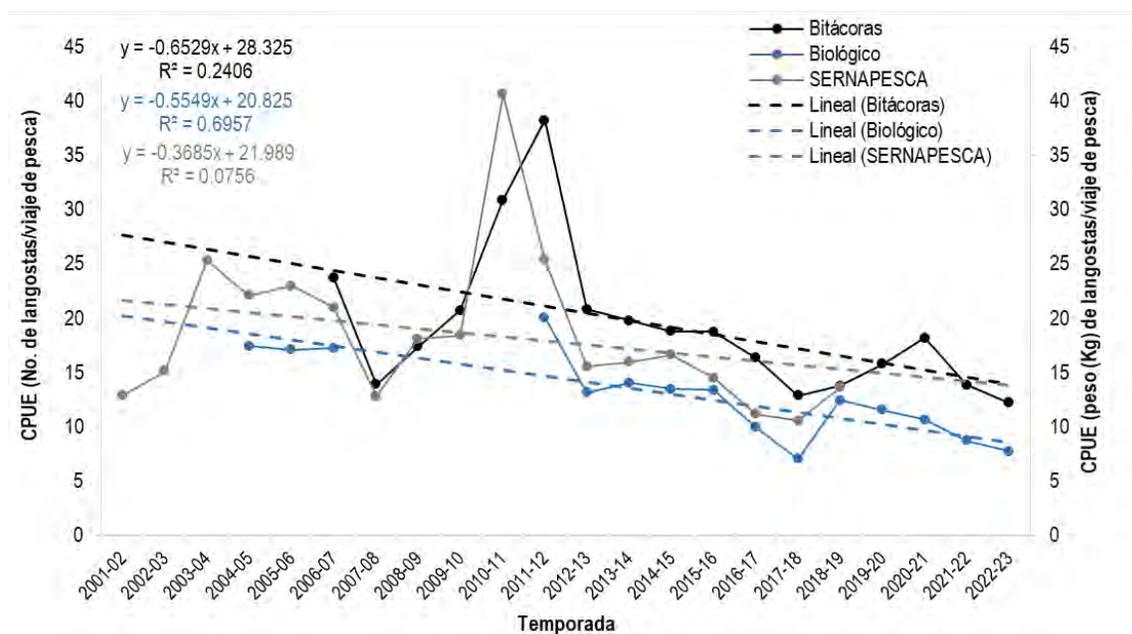


Figura 13 Captura por unidad de esfuerzo (CPUE) estandarizada para las langostas retenidas por viaje de pesca en el subsistema RC-SC según fuente de información. El índice de CPUE de bitácoras y biológico corresponde a número de langostas por viaje y el índice para SERNAPESCA se expresa en Kg por viaje (eje secundario).

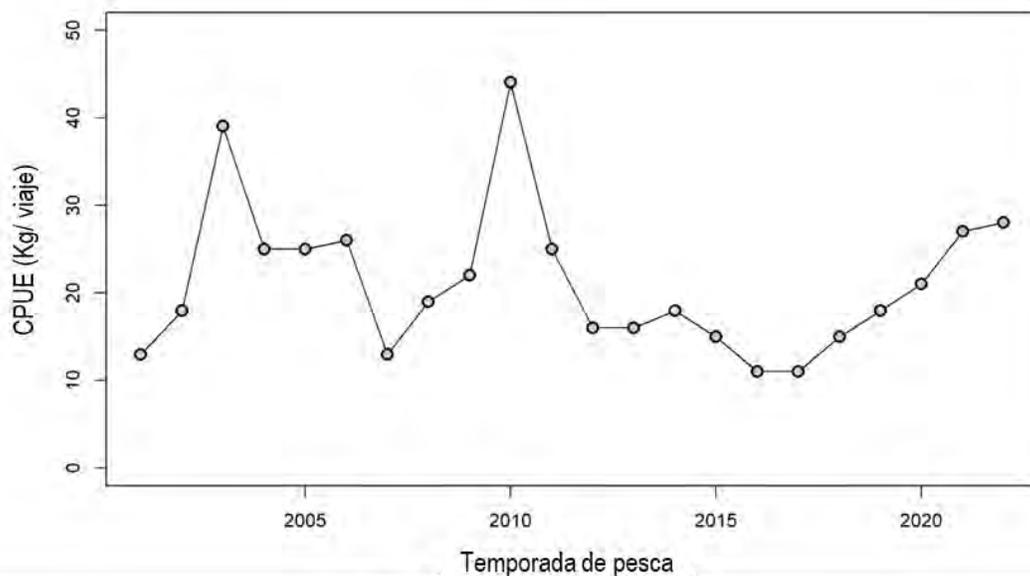


Figura 14 Captura por unidad de esfuerzo nominal (Kg/viaje) de langostas retenidas para el subsistema de RC-SC a partir de la base de datos de SERNAPESCA.

Tabla 10

Reporte del esfuerzo de pesca a través de la base de datos del registro de bitácoras. La unidad reportada corresponde al número de viajes de pesca a lo largo de las temporadas y por cada subsistema. La proporción de viajes es obtenida dado el número de viajes documentados por SERNAPESCA -de tipo censal- y el número de viajes reportadas por el registro de bitácoras de pesca -de tipo muestral-.

Temporada	Viajes de pesca			Proporción viajes de pesca		
	RC-SC	AS	ID	RC-SC	AS	ID
2002						
2003						
2004						
2005						
2006	1029	125		0.55	0.50	
2007	1161	88		0.49	0.16	
2008	1048	575		0.46	0.86	
2009	686	237		0.27	0.76	
2010	419	326	93	0.34	0.49	0.37
2011	865	437		0.27	0.45	
2012	1096	388		0.34	0.38	
2013	1593	593	75	0.67	0.58	0.66
2014	1737	334	187	0.30	0.48	0.94
2015	1502	208	271	0.46	0.17	0.83
2016	1622	434	190	0.53	0.32	0.44
2017	1431	157	230	0.51	0.14	0.69
2018	1292	189		0.47	0.39	
2019	433	199	93	0.36	0.50	1.79
2020	743	208	66	0.45	0.71	1.40
2021	654	317	141	0.54	1.42	2.71
2022	339	175	66	0.50	0.84	2.87

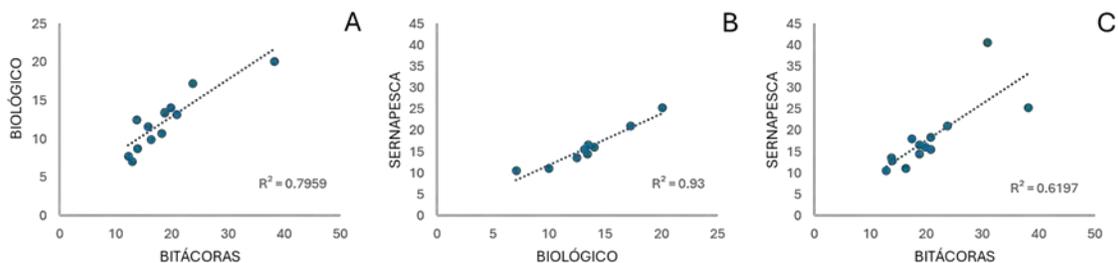


Figura 15 Relaciones de CPUEs estandarizadas de langostas retenidas a partir de tres fuentes de información en el subsistema RC-SC y su coeficiente de determinación. A) Correlación entre datos del monitoreo biológico y bitácoras pesqueras, B) correlación entre datos de Sernapesca y monitoreo biológico y C) correlación entre datos de Sernapesca y bitácoras pesqueras.

Para las langostas no retenidas del subsistema RC-SC no se pudo contar con información de la CPUE estandarizada proveniente de la base de datos de SERNAPESCA dado que solo registra langostas capturadas/comerciales en peso y por viaje de pesca. En tanto, las CPUEs de las langostas no-retenidas/no-comerciales obtenidas desde las bases de datos del registro de bitácoras de pesca y el monitoreo biológico para el subsistema de RC-SC, indican una consistente tendencia decreciente (Figura 16) con pendientes mucho más acentuadas que las series de CPUEs para langostas retenidas cuyas tendencias disminuyeron, pero con una pendiente mucho menos acentuada (Figura 13). Las CPUEs de langostas no retenidas sugieren una caída sistemática un año antes que en langostas retenidas (temporada 2013/14), *i.e.*, a partir de la temporada 2012/13 con los rendimientos más bajos durante la temporada 2017/18 para la CPUE obtenida desde el monitoreo biológico –con 31 langostas no retenidas por viaje de pesca–, y durante la temporada 2021/22 para la CPUE estandarizada dado el registro de bitácoras -con 81 langostas-. Aun así, se identifica una leve recuperación en los índices desde la temporada 2022/23 para ambas series, alcanzando 85 y 54 langostas no retenidas por viaje de pesca para las CPUEs ajustadas desde el registro de bitácoras de pesca y desde el monitoreo biológico respectivamente (Figura 16).

La CPUE estandarizada a partir del registro de bitácoras exhibe un reporte de langostas no-retenidas por viaje de pesca mucho mayor que la reportada por la CPUE obtenida desde el monitoreo biológico a lo largo de las temporadas (Figura 16). En ambos casos, sus tendencias son muy parecidas, representando un alto coeficiente de correlación dado por un 82 % de similitud para temporadas comparadas desde 2006/07 al 2022/23 (Figura 17).

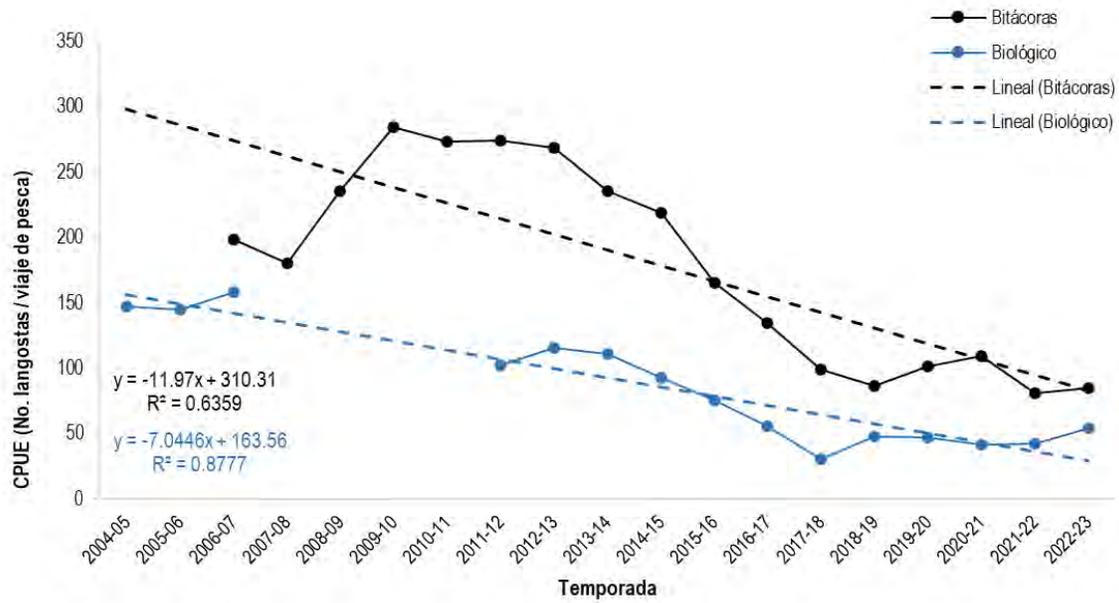


Figura 16 Captura por unidad de esfuerzo estandarizada CPUE para las langostas no retenidas por viaje de pesca en el subsistema de RC-SC.

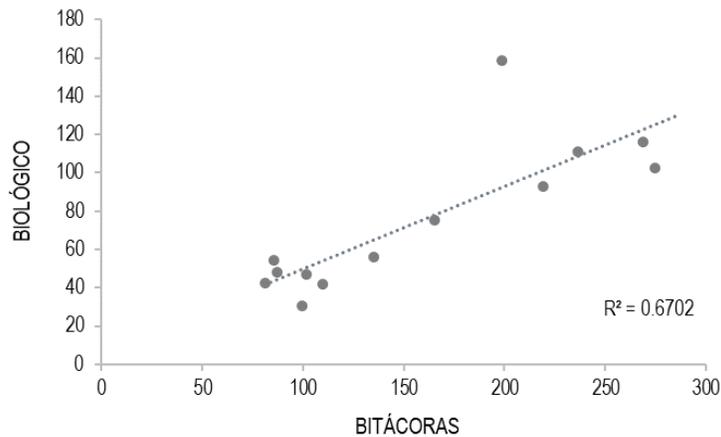


Figura 17 Correlación a partir de las fuentes de información del registro de bitácoras y monitoreo biológico que fueron utilizadas en la estandarización de la CPUE para langostas no retenidas del subsistema RC-SC.

En el subsistema de AS, los modelos que presentaron el mejor ajuste en la estandarización de la CPUE de langostas retenidas y no retenidas, dado la base de datos del registro de bitácoras y monitoreo biológico, correspondieron al modelo 7 (Tabla 11) y al modelo 4 (Tabla 12). En los modelos descritos se ha utilizado la distribución de probabilidades del tipo binomial negativa, y en particular aquella CPUE estandarizada dado la información del monitoreo biológico, ha considerado

las variables categóricas temporal (temporada y mes), espacial (zona) y operacional (bote) como efectos fijos (modelo 4; Tabla 12). En cuanto a la estandarización de la CPUE en base a los datos del registro de bitácoras solo se consideró la variable categórica temporada como efecto fijo, y la variable mes y operacional (bote) fueron considerados como efectos aleatorios anidados (modelo 7; Tabla 11). Según los datos reportados por SERNAPESCA, también se obtuvo un buen ajuste de la CPUE de acuerdo con el modelo más complejo para el subsistema de AS, empleando una distribución de probabilidades del tipo beta cuyas variables categóricas explicativas fueron la temporada como efecto fijo y las variables mes y bote como efectos aleatorios anidados (modelo 7; Tabla 11).

Tabla 11

Modelos empleados en la estandarización de la CPUE a través de la unidad de esfuerzo “viaje de pesca”.

La distribución de probabilidades utilizada en los ajustes de los modelos a partir de la base de datos del SERNAPESCA fue del tipo beta para la variable dependiente langostas retenidas, mientras la verosimilitud empleada en el ajuste de modelos dado el registro de bitácoras correspondió a una binomial negativa para la variable dependiente langostas retenidas y no retenidas del subsistema de AS. Modelos en negrita corresponden a aquellos más adecuados en la estandarización de la CPUE.

Descripción del modelo	SERNAPESCA		Registro de bitácoras			
	df	AIC Retenidas	df	AIC Retenidas	df	AIC No-retenidas
Modelo 0: N.Lan ~ 1	3	-44293	2	46119	2	71305
Modelo 1: N.Lan ~ Temporada	23	-45362	19	45185	19	70679
Modelo 2: N.Lan ~ Temporada + Mes	30	-45575	26	44845	26	69875
Modelo 3: N.Lan ~ Temporada + Mes + Bote	116	-46736	56	43893	56	68302
Modelo 4: N.Lan ~ Mes + Bote + (1 Temporada)	97	-46673	40	43959	40	68358
Modelo 5: N.Lan ~ Temporada + Bote + (1 Mes)	110	-46706	50	43931	50	68346
Modelo 6: N.Lan ~ Temporada + Mes + (1 Bote)	31	-46563	27	43959	27	68384
Modelo 7: N.Lan ~ Temporada + (1 Mes/Bote)	52	-20252	75	43832	75	68076

Tabla 12

Modelos empleados en la estandarización de la CPUE a través de la unidad de esfuerzo “viaje de pesca”.

La distribución de probabilidades utilizada en los ajustes de los modelos fue del tipo binomial negativa para la variable dependiente langostas retenidas y no retenidas del subsistema de AS.

Descripción del modelo	Monitoreo Biológico			
	df	AIC Retenidas	df	AIC No-retenidas
Modelo 0: N.Lan ~ 1	2	8720	2	13324
Modelo 1: N.Lan ~ Temporada	16	8570	16	13021
Modelo 2: N.Lan ~ Temporada + Mes	23	8513	23	12874
Modelo 3: N.Lan ~ Temporada + Mes + Zona	28	8494	28	12815
Modelo 4: N.Lan ~ Temporada + Mes + Zona + Bote	56	8281	56	12704
Modelo 5: N.Lan ~ Mes + Zona + Bote + (1 Temporada)	43	8309	43	12746
Modelo 6: N.Lan ~ Temporada + Zona + Bote + (1 Mes)	50	8304	50	12730
Modelo 7: N.Lan ~ Temporada + Mes + Bote (1 Zona)	52	8289	52	12717
Modelo 8: N.Lan ~ Temporada + Mes + Zona (1 Bote)	29	8314	29	12728
Modelo 9: N.Lan ~ Temporada + Mes (1 Zona/Bote)	25	8357	51	12710

En AS, las series de CPUEs estandarizadas de langostas retenidas (Figura 18) exhiben fluctuaciones entre temporadas sin un patrón de crecimiento o decrecimiento acentuado, sino más bien algo leve sobre todo para las series de CPUEs dadas por las bases de datos del monitoreo

biológico y de SERNAPESCA. Mientras la CPUE estandarizada —a partir de los datos documentados por el registro de bitácoras— tiende a la disminución de los rendimientos de forma más clara que las otras dos bases de datos descritas anteriormente. En las series, la temporada 2016/17 está entre la de mayor rendimiento de langostas por viaje de pesca, disminuyendo abruptamente para la siguiente temporada -2017/18- que alcanza los niveles más bajos de las series junto a los descritos en las temporadas 2008/09 y 2009/10, donde hay registros de al menos 20 langostas de ~25 kg. Las series de CPUEs evidenciaban un aumento luego del fuerte descenso observado durante 2014/15, pero este índice exhibió una mayor reducción durante la temporada 2017/18. La temporada 2018/19 muestra un aumento favorable y similar al valor alcanzado en 2016/17, pero vuelve a decaer en 2019/20 particularmente para los índices obtenidos desde el registro de bitácoras y el monitoreo biológico, mejorando la temporada 2020/21 y decreciendo nuevamente en la temporada 2021/22 y 2022/23 con valores similares a los observados en 2019/20.

Pese a presentar tendencias muy similares entre las CPUEs obtenidas desde el registro de bitácoras de pesca y desde el monitoreo biológico (Figura 18) se detectó una disminución más abrupta en la del índice descrito por el registro de bitácoras que aquel descrito por el monitoreo biológico. En el primer caso, se redujo el índice de abundancia relativa estandarizado de -1.4 langostas por temporada y en el segundo caso, disminuyó con una pendiente menos abrupta de -0.5 langostas por temporada. Ambas series de CPUEs presentaron una correlación del 71 % para temporadas comparadas entre el 2008/09 y 2022/23 (Figura 19A). Al comparar las series de CPUEs provenientes del monitoreo biológico y SERNAPESCA se observaron tendencias y oscilaciones similares en el índice (Figura 18), manteniéndose una diferencia relativamente constante entre el número de langostas retenidas y el peso de las langostas (kg) por viaje de pesca, a excepción de la temporada 2018/19, donde el valor de CPUE del SERNAPESCA incrementa sustancialmente. Ambas series de CPUEs presentaron una reducción en el número y peso de langostas, detectándose -0.5 langostas y -0.4 kg de peso por temporada y cuando las series fueron comparadas entre el 2008/09 y 2018/10 presentaron una correlación de 77% (Figura 19B). Al comparar las series de CPUEs obtenidas a partir del registro de bitácoras y SERNAPESCA durante las temporadas 2006/07 y 2018/19 se alcanzó un coeficiente de correlación de un 73% (Figura 19C). En ambas series se observa una señal similar con tendencia a la disminución, siendo más acentuada en el índice de abundancia obtenido desde el registro de bitácoras que aquel derivado del SERNAPESCA (Figura 18). Se detectaron diferencias constantes entre el número de langostas retenidas y el peso (kg) documentado por viaje de pesca, aumentando sustancialmente durante la temporada 2018/19 para el índice obtenido a través de los datos de SERNAPESCA.

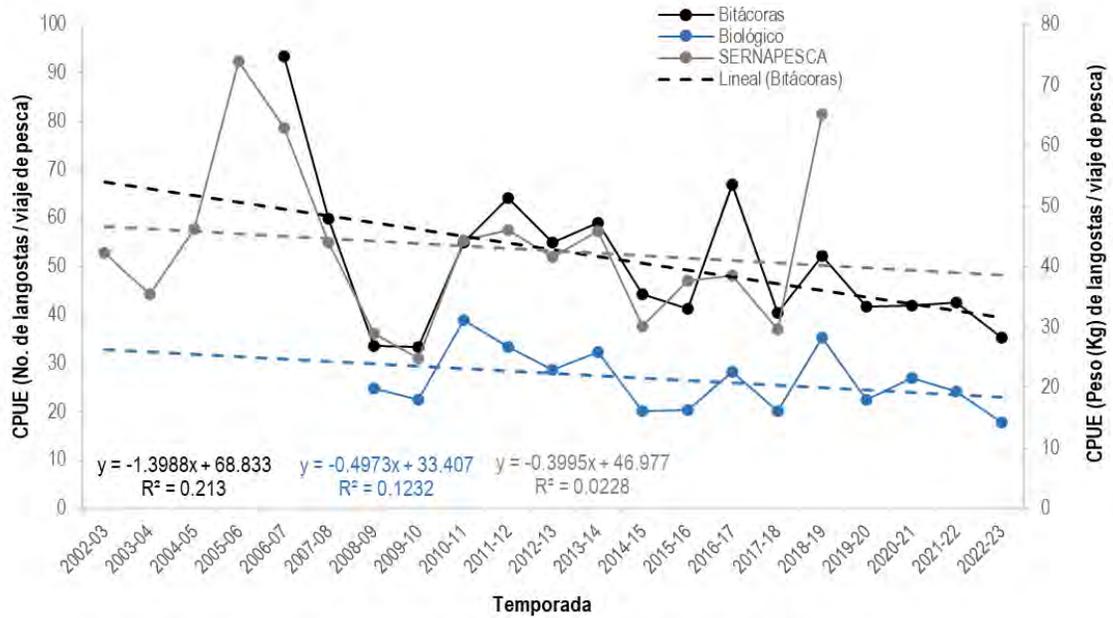


Figura 18 Captura por unidad de esfuerzo (CPUE) estandarizada para las langostas retenidas por viaje de pesca en el subsistema AS según fuente de información. El índice de CPUE de bitácoras y biológico corresponde a número de langostas por viaje y el índice para SERNAPESCA se expresa en Kg por viaje (eje secundario).

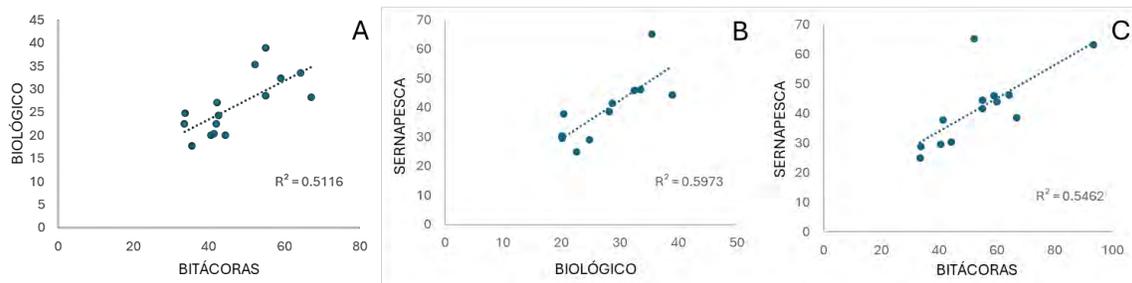


Figura 19 Relaciones de CPUEs estandarizadas de langostas retenidas a partir de tres fuentes de información en el subsistema AS y su coeficiente de determinación. A) Correlación entre datos del monitoreo biológico y bitácoras pesqueras, B) correlación entre datos de Sernapesca y monitoreo biológico y C) correlación entre datos de Sernapesca y bitácoras pesqueras.

De acuerdo con el patrón de las series de CPUEs estandarizadas de langostas no retenidas para el subsistema AS, se detecta una disminución sistemática desde la temporada 2013/14, cayendo fuertemente en la temporada 2015/16 para la serie desarrollada a partir del monitoreo biológico, alcanzando el mínimo histórico de la serie estandarizada (~164 langostas no retenidas por viaje de pesca; Figura 20). Por su parte, el mínimo histórico para el índice de abundancia relativa estandarizada derivada desde el registro de bitácoras de pesca, es identificado en la temporada

2020/21 presentando alrededor de 351 langostas no retenidas por viaje de pesca. Si bien se registra un aumento de ambas CPUEs en 2018/19, vuelve a caer nuevamente las siguientes temporadas identificándose en promedio 402 y 209 langostas no retenidas por viaje de pesca durante las últimas 4 temporadas para el índice obtenido desde las bitácoras y el monitoreo biológico respectivamente

El índice de abundancia relativa estandarizado elaborado a partir del registro de bitácoras muestra un reporte de langostas no-retenidas por viaje de pesca mucho mayor que el reportado por el monitoreo biológico (Figura 20). En el primer caso (CPUE desde el registro de bitácoras) se detectó una reducción sistemática del número de langostas no retenidas en temporadas, identificando una pendiente de -15 langostas, mientras que la CPUE derivada del monitoreo biológico indicó una reducción mucho más intensa, *i.e.*, -19 langostas en las temporadas. En ambos casos, sus tendencias son muy parecidas, aunque con un coeficiente de correlación de 47% para temporadas comparadas desde 2008/09 al 2022/23 (Figura 21).

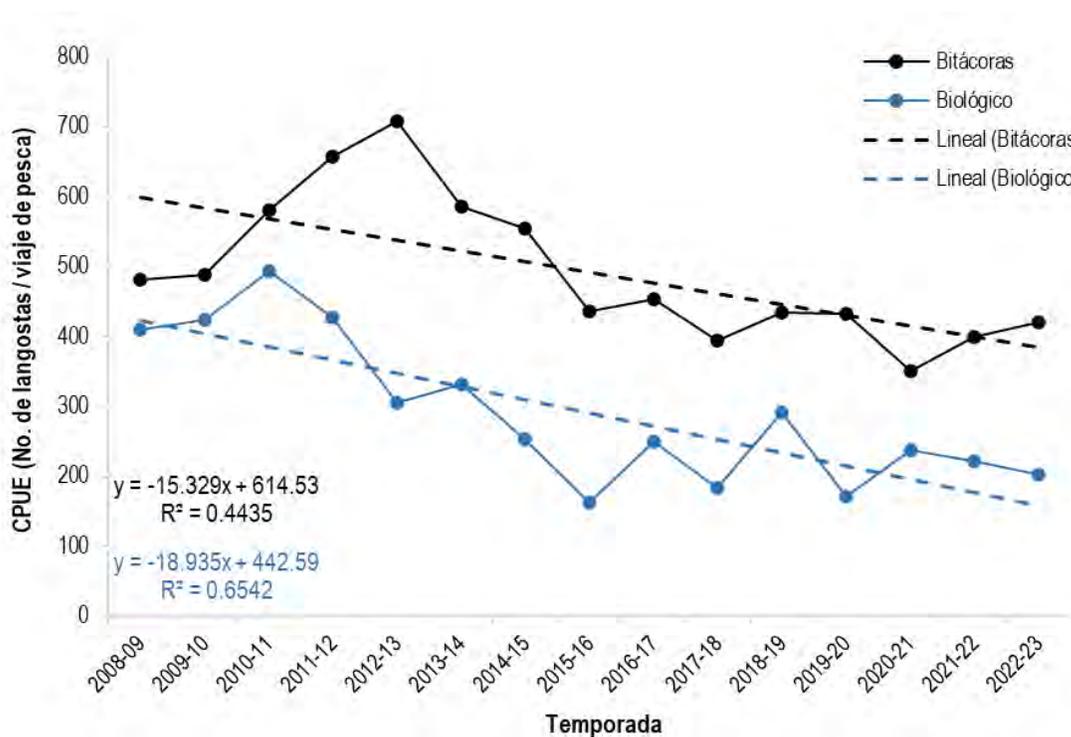


Figura 20 Captura por unidad de esfuerzo estandarizada (CPUE) para las langostas no retenidas por viaje de pesca para el subsistema de AS.

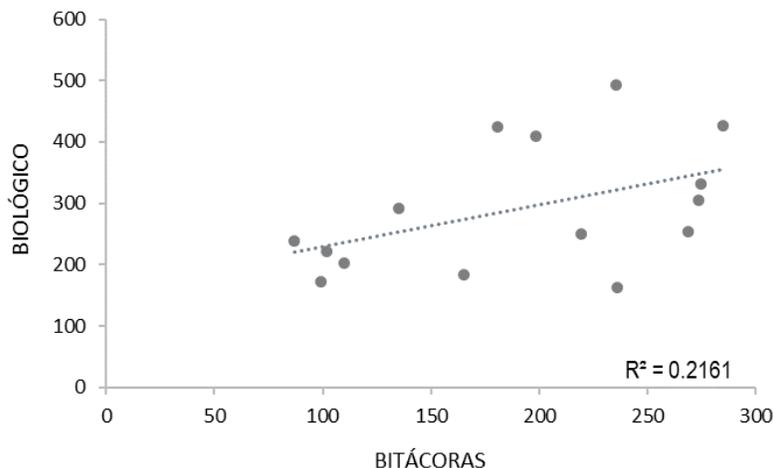


Figura 21 Correlación a partir de las fuentes de información del registro de bitácoras y monitoreo biológico que fueron utilizadas en la estandarización de la CPUE para langostas no retenidas del subsistema AS.

En el subsistema de ID, los modelos empleados en la estandarización de las CPUEs de langostas retenidas y no retenidas por viaje de pesca desde las bases de datos del registro de bitácoras y monitoreo biológico correspondieron al modelo 7 (Tabla 13), al modelo 9, y al modelo 4 (Tabla 14). En los modelos descritos se utilizó la distribución de probabilidades binomial negativa, y en cuanto a su configuración, la CPUE estandarizada para langostas retenidas desde los datos del monitoreo biológico consideró las variables categóricas temporal (temporada y mes) como efectos fijos, y espacial (zona), y operacional (bote) como efectos aleatorios anidados (modelo 9; Tabla 14), mientras la CPUE estandarizada para langostas no retenidas consideró las variables temporada, mes, zona y bote como efectos fijos (modelo 4; Tabla 14). La estandarización de la CPUE en base a los datos del registro de bitácoras, en tanto, solo consideró la variable categórica temporada como efecto fijo, y las variables mes y operacional (bote) como efectos aleatorios anidados (modelo 7; Tabla 13). A partir de los datos reportados por SERNAPESCA también se obtuvo un buen ajuste de la CPUE con el modelo más complejo en el subsistema de ID, empleando una distribución de probabilidades beta cuyas variables categóricas correspondieron a la temporada como efecto fijo, y las variables mes y bote como efectos aleatorios anidados (modelo 7; Tabla 13).

Tabla 13

Modelos empleados en la estandarización de la CPUE a través de la unidad de esfuerzo “viaje de pesca”.

La distribución de probabilidades utilizada en los ajustes de los modelos a partir de la base de datos de SERNAPESCA fue del tipo beta para la variable dependiente langostas retenidas, mientras la verosimilitud empleada en el ajuste de modelos dado el registro de bitácoras correspondió a una binomial negativa para la variable dependiente langostas retenidas y no retenidas del subsistema de ID. Modelos en negrita corresponden a aquellos más adecuados en la estandarización de la CPUE.

Descripción del modelo	SERNAPESCA				Registro de bitácoras			
	df	Retenidas AIC	df	No-retenidas AIC	df	Retenidas AIC	df	No-retenidas AIC
Modelo 0: N.Lan ~1	3	-7653	-	No disponible	2	14244	2	18494
Modelo 1: N.Lan ~Temporada	15	-8128	-	No disponible	12	13645	12	18060
Modelo 2: N.Lan ~Temporada + Mes	20	-8233	-	No disponible	19	13545	19	18014
Modelo 3: N.Lan ~Temporada + Mes + Bote	38	-8421	-	No disponible	34	13377	34	17736
Modelo 4: N.Lan ~Mes + Bote + (1 Temporada)	28	-8382	-	No disponible	25	13420	25	17774
Modelo 5: N.Lan ~Temporada + Bote + (1 Mes)	34	-8401	-	No disponible	28	13402	28	17751
Modelo 6: N.Lan ~Temporada + Mes + (1 Bote)	21	-8393	-	No disponible	20	13410	20	17768
Modelo 7: N.Lan ~Temporada + (1 Mes/Bote)	34	-8540	-	No disponible	46	13206	46	17629

Tabla 14

Modelos empleados en la estandarización de la CPUE a través de la unidad de esfuerzo “viaje de pesca”.

La distribución de probabilidades utilizada en los ajustes de los modelos fue del tipo binomial negativa para la variable dependiente langostas retenidas y no retenidas del subsistema de ID.

Descripción del modelo	Monitoreo biológico			
	df	Retenidas AIC	df	No-retenidas AIC
Modelo 0: N.Lan ~1	2	1949	2	2425
Modelo 1: N.Lan ~Temporada	8	1877	8	2423
Modelo 2: N.Lan ~Temporada + Mes	13	1865	13	2425
Modelo 3: N.Lan ~Temporada + Mes + Zona	15	1865	15	2423
Modelo 4: N.Lan ~Temporada + Mes + Zona + Bote	27	1856	27	2395
Modelo 5: N.Lan ~Mes + Zona + Bote + (1 Temporada)	22	1872	22	2395
Modelo 6: N.Lan ~Temporada + Zona + Bote + (1 Mes)	23	1866	23	2399
Modelo 7: N.Lan ~Temporada + Mes + Bote (1 Zona)	26	1860	26	2400
Modelo 8: N.Lan ~Temporada + Mes + Zona (1 Bote)	16	1865	16	2408
Modelo 9: N.Lan ~Temporada + Mes (1 Zona/Bote)	21	1843	21	2405

En el subsistema de ID, las series de CPUEs estandarizadas de langostas retenidas por viaje de pesca (Figura 22) exhibieron fluctuaciones entre las temporadas con una tendencia relativamente estable hasta la temporada 2018/19, donde se observa un incremento en la serie documentada por el registro de bitácoras, sin embargo, pese a que la temporada 2019/20 y 2020/21 hubo un leve estancamiento y/o decrecimiento, los rendimientos se incrementaron sistemáticamente las próximas dos temporadas (2021/22 y 2022/23). La serie de SERNAPESCA exhibió un patrón similar, pero excepcionalmente la temporada 2021/22 se registró una disminución para luego aumentar durante la temporada 2022/23. Si bien la CPUE estandarizada a partir de los datos documentados por el monitoreo biológico tiende al incremento, el registro de información es muy discreto en el tiempo y solo se observan registros continuos desde la temporada 2019/20, la que indica una disminución en los rendimientos hasta el 2021/22 para finalmente aumentar durante la siguiente temporada (2022/23). En las series de CPUEs documentadas por el registro de bitácoras y SERNAPESCA, la temporada 2022/23 es la que mayor rendimiento de langostas retenidas por viaje de pesca exhibe, alcanzando casi 149 individuos y 210 kg de langosta, respectivamente. En la temporada 2016/17,

en cambio, se observó el rendimiento mínimo registrando ~20 individuos (bitácoras) y ~16 kg de langosta (SERNAPESCA) por viaje de pesca, similar a la temporada 2012/13, donde se registran unos 20 kg de langosta en la serie de SERNAPESCA (Figura 22). La CPUE estandarizada obtenida desde el monitoreo biológico, por su parte, se distribuyó inusualmente sobre las dos series mencionadas anteriormente, pudiendo deberse a un eventual sub-reporte de los registros provenientes desde el sistema de bitácoras y/o SERNAPESCA –fuentes de información de las cuales se espera mayor cobertura-. Aun así, en la CPUE dada el monitoreo biológico se identificó que la temporada 2016/17 también se registró un rendimiento mínimo de langostas retenidas por viaje de pesca, hallándose ~33 individuos, y un registro máximo de ~154 langostas por viaje de pesca la temporada 2019/20 a diferencia de lo documentado por el registro de bitácoras y SERNAPESCA, que exhiben los mayores rendimientos la temporada 2022/23. Durante esta última temporada (2022/23) se identificó un rendimiento similar a la temporada que le precede, en torno a las 115 y 118 langostas retenidas por viaje de pesca (Figura 22).

En general las tendencias entre las series de CPUEs obtenidas desde el registro de bitácoras de pesca, monitoreo biológico y SERNAPESCA, documentan una tendencia creciente y especialmente acentuada durante las últimas dos temporadas (2021/22 y 2022/23; Figura 22). En base al registro de bitácoras, se identificó una tendencia cuya abundancia relativa estandarizada sugirió un incremento de 1.5 langostas por viaje de pesca durante las temporadas, y una distribución de la serie de CPUE por debajo de aquella estimada a partir del monitoreo biológico (excepto durante la última temporada –2022/23-), que presentó un incremento de ~12 individuos por viaje de pesca en las temporadas. Ambas series de CPUEs mostraron una correlación del 76% para las temporadas comprendidas entre 2010/11 y 2022/23 (Figura 23 A). Cuando se compararon las series de CPUEs basadas en el monitoreo biológico y SERNAPESCA se observó que el rendimiento en número de langostas retenidas estuvo inusualmente por sobre el peso de las langostas (kg) por viaje de pesca, solo modificándose la distribución de estas series durante la última temporada (Figura 22). Posiblemente, que la serie de CPUE dada por el monitoreo biológico se encuentre por sobre las series estandarizadas a partir del registro bitácoras y SERNAPESCA, se deba a la falta de continuidad en el registro a lo largo de las temporadas para la serie del monitoro biológico, y/o debido a un sub-reporte en los registros de SERNAPESCA y de bitácoras. Las series de CPUEs -monitoreo biológico y SERNAPESCA- presentaron un aumento en el número y peso de langostas por viaje de pesca, detectándose 12 langostas y 4.9 kg de peso por temporada. Cuando ambas series fueron comparadas se observó una baja correlación del 47% entre las temporadas 2014/15 y 2022/23 (Figura 23 B). Al comparar las series de CPUEs obtenidas desde el registro de bitácoras y SERNAPESCA durante las temporadas 2010/11 y 2022/23, se alcanzó un coeficiente de correlación de un 71% (Figura 23 C). Ambas series presentaron una señal similar, creciente, y acentuada durante las últimas dos temporadas (Figura 22), sin embargo, con la mayor diferencia ocurrida durante las temporadas 2020/21 y 2021/22 donde el número de langostas retenidas incrementó y el peso (kg) decreció abruptamente hasta 36 kg por viaje de pesca, exhibiendo luego un rápido aumento la siguiente temporada -2022/23- documentando 209 kg de langosta por viaje de pesca.

En tanto la CPUE obtenida desde el monitoreo biológico, fue la que mayor incremento presentó y ha llegado a exhibir un aumento de 12 langostas por temporada. (Figura 22)

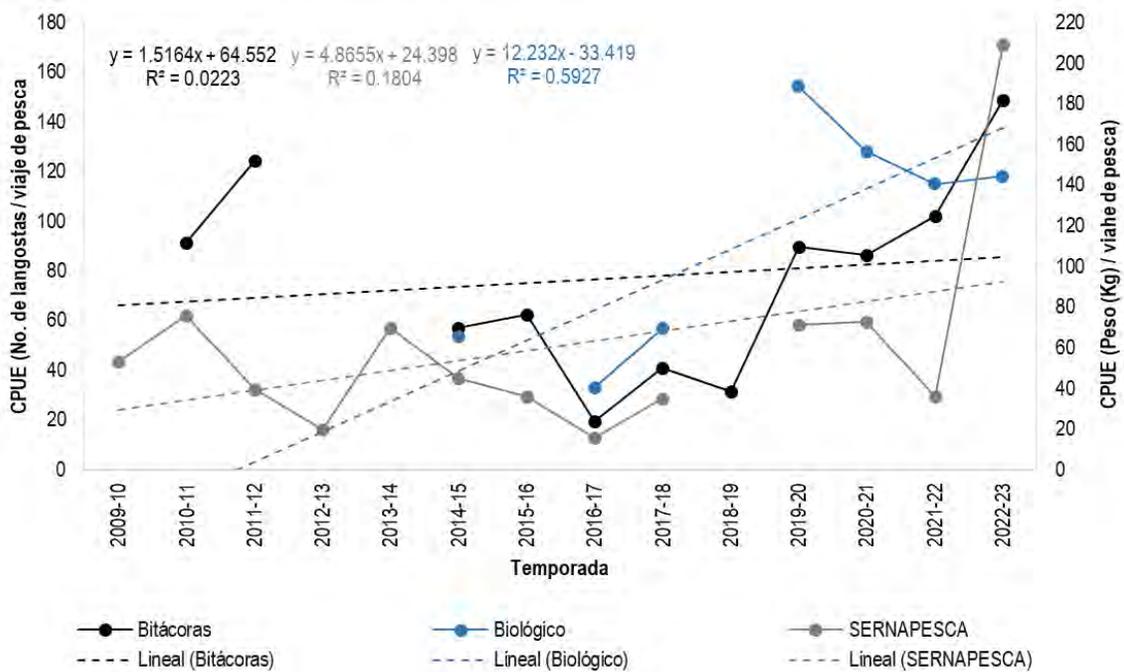


Figura 22 Captura por unidad de esfuerzo (CPUE) estandarizada para las langostas retenidas por viaje de pesca en el subsistema ID según fuente de información. El índice de CPUE de bitácoras y biológico corresponde a número de langostas por viaje y el índice para SERNAPESCA se expresa en Kg por viaje (eje secundario).

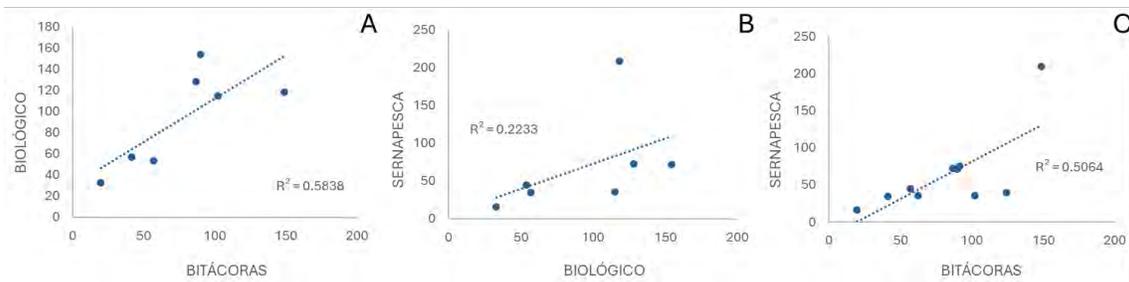


Figura 23 Relaciones de CPUEs estandarizadas de langostas retenidas a partir de tres fuentes de información en el subsistema ID y su coeficiente de determinación. A) Correlación entre datos del monitoreo biológico y bitácoras pesqueras, B) correlación entre datos de SERNAPESCA y monitoreo biológico y C) correlación entre datos de SERNAPESCA y bitácoras pesqueras.

Las series de CPUEs estandarizadas de langostas no retenidas para el subsistema de ID sugieren un aumento sistemático desde la temporada 2020/21. Pese a que la serie estandarizada dado el monitoreo biológico decae levemente durante la temporada 2021/22 no afecta suficientemente la

tendencia general de la serie (Figura 24). La CPUE estandarizada a través del monitoreo biológico presentó un mínimo histórico el 2019/20 identificándose ~399 langostas no retenidas por viaje de pesca, y un máximo detectado en 2022/23 con 893 langostas no retenidas (Figura 24). Mientras el índice de abundancia relativo estandarizado desde el registro de bitácoras de pesca exhibió un mínimo histórico la temporada 2010/11, llegando a registrar 122 langostas no retenidas por viaje de pesca. Si bien esta serie ha exhibido oscilaciones, se ha detectado que el rendimiento máximo en la temporada 2015/2016 alcanzó las 590 langostas por viaje de pesca, para luego decaer sistemáticamente hasta 2018/19 donde se mantuvo relativamente estable hasta 2020/21 con alrededor de 200 langostas no retenidas por viaje de pesca. Después de la temporada 2020/21 la serie de CPUE (del registro de bitácoras) evidencia un incremento sistemáticamente rápido, logrando alcanzar la temporada 2022/23 490 langostas no retenidas por viaje de pesca (Figura 24).

El índice de abundancia relativo estandarizado elaborado a partir del registro de bitácoras exhibe un reporte de langostas no-retenidas por viaje de pesca por debajo del reportado por el monitoreo biológico a lo largo de las temporadas (Figura 24). En el primer caso (CPUE desde el registro de bitácoras) se detectó un incremento en el número de langostas no retenidas por temporadas, identificando una pendiente de ~9 langostas, mientras que la CPUE derivada del monitoreo biológico indicó un aumento mucho mayor, *i.e.*, ~42 langostas en las temporadas. En ambas series de CPUEs, sus tendencias indican un aumento, aunque con un coeficiente de correlación de 50% para temporadas comprendidas entre 2014/15 al 2022/23 (Figura 25).

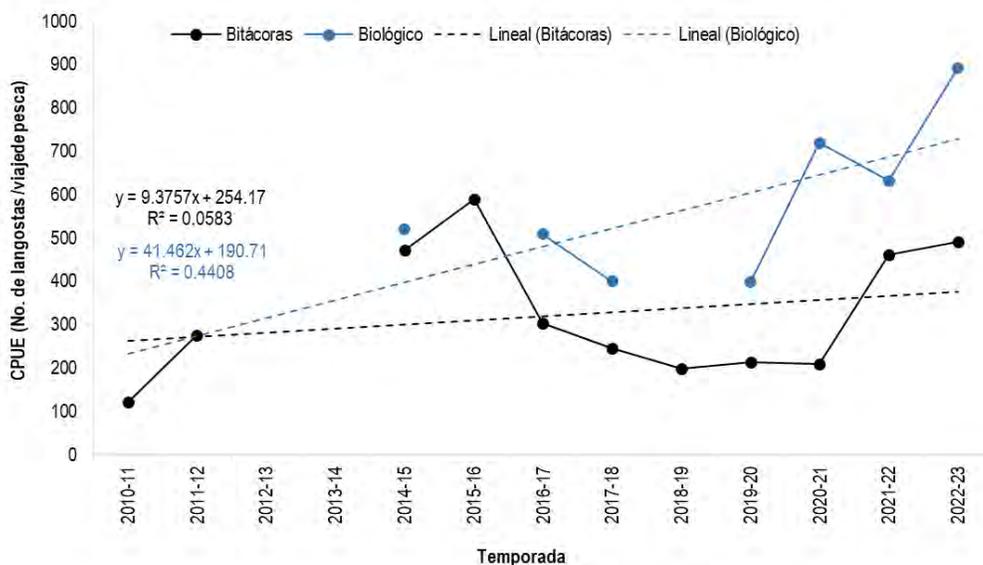


Figura 24 Captura por unidad de esfuerzo estandarizada (CPUE) para las langostas no retenidas por viaje de pesca para el subsistema de ID.

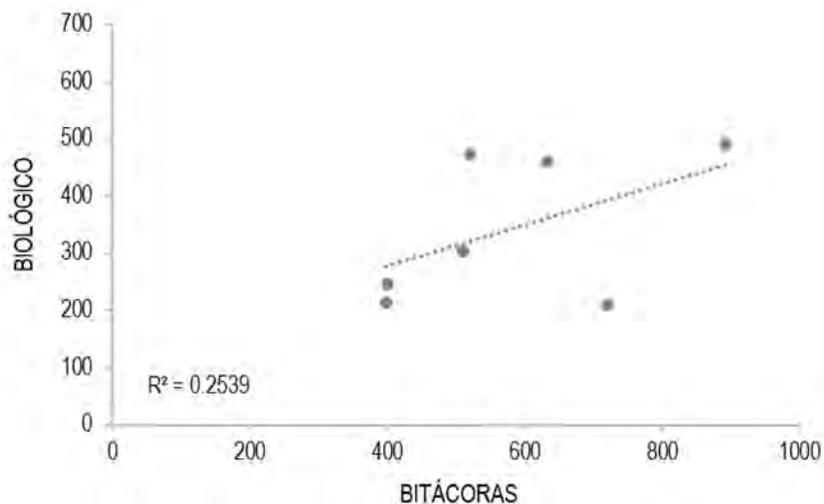


Figura 25 Correlación a partir de las fuentes de información del registro de bitácoras y monitoreo biológico que fueron utilizadas en la estandarización de la CPUE para langostas no retenidas del subsistema ID.

4.1.4.2 Estandarización de la CPUE por trampa levantada

Según el criterio de información de Akaike (AIC) y el diagnóstico de residuos, los modelos que presentaron el mejor ajuste en la estandarización de la CPUE de langostas retenidas y no retenidas por trampa levantada en el subsistema RC-SC fueron los más complejos, el modelo 9 (Tabla 15), *i. e.*, para aquellos obtenidos desde la base de datos del registro de bitácoras como los derivados del monitoreo biológico. Ambos modelos utilizaron la distribución de probabilidades binomial negativa inflada en cero, y consideraron las variables categóricas temporal (temporada y mes) como efectos fijos, y espacial (zona) y operacional (bote) como efectos aleatorios anidados (modelo 9; Tabla 15). Dado que la base de datos reportada por el SERNAPESCA documenta la captura de langostas retenidas en peso (en toneladas) y solo por viaje de pesca, no se pudo disponer de otra serie de CPUE estandarizada por la unidad de esfuerzo: trampa levantada. Aun así, la configuración de los modelos escogidos ha permitido reducir sustancialmente la sobre dispersión de los datos observados con excesos de valores iguales a cero cuando se modelaban con una distribución de probabilidades del tipo *Poisson*, de esta manera la verosimilitud de la familia binomial negativa ha sido más adecuada para modelar los datos vinculados al registro de bitácoras y al registro llevado a cabo por el monitoreo biológico.

Tabla 15

Modelos empleados en la estandarización de la CPUE a través de la unidad de esfuerzo “trampa levantada”. La distribución de probabilidades utilizada en los ajustes de los modelos a partir de la base de datos del registro de bitácoras y monitoreo biológico fue del tipo binomial negativa inflada en cero para la variable dependiente langostas retenidas y no retenidas del subsistema de RC-SC. Modelos en negrita corresponden a aquellos más adecuados en la estandarización de la CPUE.

Descripción del modelo	Registro de Bitácoras pesqueras				Monitoreo Biológico			
	df	Retenidas AIC	df	No-retenidas AIC	df	Retenidas AIC	df	No-retenidas AIC
Modelo 0: N.Lan ~ 1	3	1161263	3	2917757	3	144917	3	346501
Modelo 1: N.Lan ~ Temporada	19	1150186	19	2855631	17	143498	17	337824
Modelo 2: N.Lan ~ Temporada + Mes	26	1142441	26	2806382	24	142052	24	332041
Modelo 3: N.Lan ~ Temporada + Mes + Zona	36	1137143	36	2777079	34	141585	34	327100
Modelo 4: N.Lan ~ Temporada + Mes + Zona + Bote	135	1131121	135	2743708	135	140930	135	322946
Modelo 5: N.Lan ~ Mes + Zona + Bote + (1 Temporada)	120	1131224	120	2743846	122	140987	122	323037
Modelo 6: N.Lan ~ Temporada + Zona + Bote + (1 Mes)	129	1131170	129	2743773	129	140966	129	322995
Modelo 7: N.Lan ~ Temporada + Mes + Bote (1 Zona)	126	1131179	126	2743793	126	140969	126	323007
Modelo 8: N.Lan ~ Temporada + Mes + Zona (1 Bote)	37	1131457	37	2744208	35	141037	35	323215
Modelo 9: N.Lan ~ Temporada + Mes + (1 zona/Bote)	61	1127132	160	2707357	57	140872	158	318580

Las series de tiempo de las CPUEs estandarizadas de langostas retenidas por trampa levantada a partir de las dos fuentes de datos para el subsistema RC-SC (Figura 26), presentan una tendencia muy similar con una caída sistemática desde la temporada 2011/12 con los más bajos rendimientos en la temporada 2017/18. Aun así, se observa recuperación en los índices desde la temporada 2018/19, alcanzando alrededor de 0.56 y 0.44 langostas retenidas por trampa levantada para la serie estandarizada obtenidas desde el registro de bitácoras y monitoreo biológico, respectivamente. Después del alza identificada en la temporada 2018/19, la tendencia de las últimas cuatro temporadas ha ido a la baja nuevamente para las langostas retenidas, alcanzando 0.39 y 0.29 langostas por trampas, dado la información proveniente de las bitácoras de pesca y monitoreo pesquero. Ambas series de CPUEs fueron comparadas y exhibieron tendencias son muy similares llegando a representar un coeficiente de correlación de 98% para un rango de temporadas comparables desde el 2006/07 al 2022/23 (Figura 27).

La CPUEs de las langostas no-retenidas/no-comerciales por trampa levantada y obtenidas desde las bases de datos del registro de bitácoras de pesca y el monitoreo biológico para el subsistema de RC-SC, indican una consistente tendencia decreciente (Figura 28) con pendientes mucho más acentuadas que las series de CPUEs de langostas retenidas cuyas tendencias disminuyeron, pero con una pendiente mucho menos acentuada (Figura 26). No obstante, en la CPUE de langostas no retenidas asociada al registro de bitácoras de pesca se observó una disminución más acelerada que aquella CPUE vinculada al monitoreo biológico, sugiriendo en ambas series una caída importante durante la temporada 2017/18. Sin embargo, —al igual que en langostas retenidas— los rendimientos se vuelven a recuperar durante las temporadas 2018/19 y 2019/20 detectándose alrededor de ~2.7 y ~1.7 langostas no retenidas por trampa levantada, para luego decrecer las siguientes dos temporadas y finalmente exhibir un incremento la temporada 2022/23 con 2.5 y 2 langostas por trampa levantada en las CPUEs del registro de bitácoras y monitoreo biológico, respectivamente (Figura 28).

La CPUE estandarizada a partir del registro de bitácoras exhibe un reporte de langostas no-retenidas por trampa levantada mayor que la reportada por la CPUE obtenida desde el monitoreo biológico a lo largo de las temporadas (Figura 28). Sin embargo, en ambos casos las tendencias son sustancialmente similares, llegando a presentar un alto coeficiente de correlación dado por un 88% para temporadas comparadas desde 2006/07 a la 2022/23 (Figura 29).

Basado en el criterio de información de Akaike y en los diagnósticos de residuos, los modelos que presentaron el mejor ajuste en la estandarización de las CPUEs de langostas retenidas y no retenidas por trampa levantada en el subsistema de AS correspondieron a los más complejos, el modelo 9 (Tabla 16), ya sea para la CPUE obtenida desde el registro de bitácoras y del monitoreo biológico. Los modelos empleados utilizaron la distribución de probabilidades binomial negativa, y se configuraron tal que las variables categóricas temporal (temporada y mes) fue tratada como efecto fijo, y espacial (zona) y operacional (bote) como efectos aleatorios anidados (modelo 9; Tabla 16). La configuración de estos modelos ha permitido reducir la sobre dispersión de los datos observados con excesos de valores iguales a cero cuando se modelaban con una distribución de probabilidades *Poisson*. La distribución de probabilidades de la familia binomial negativa ha sido

más adecuada para modelar los datos vinculados al registro de bitácoras y al monitoreo biológico, respectivamente

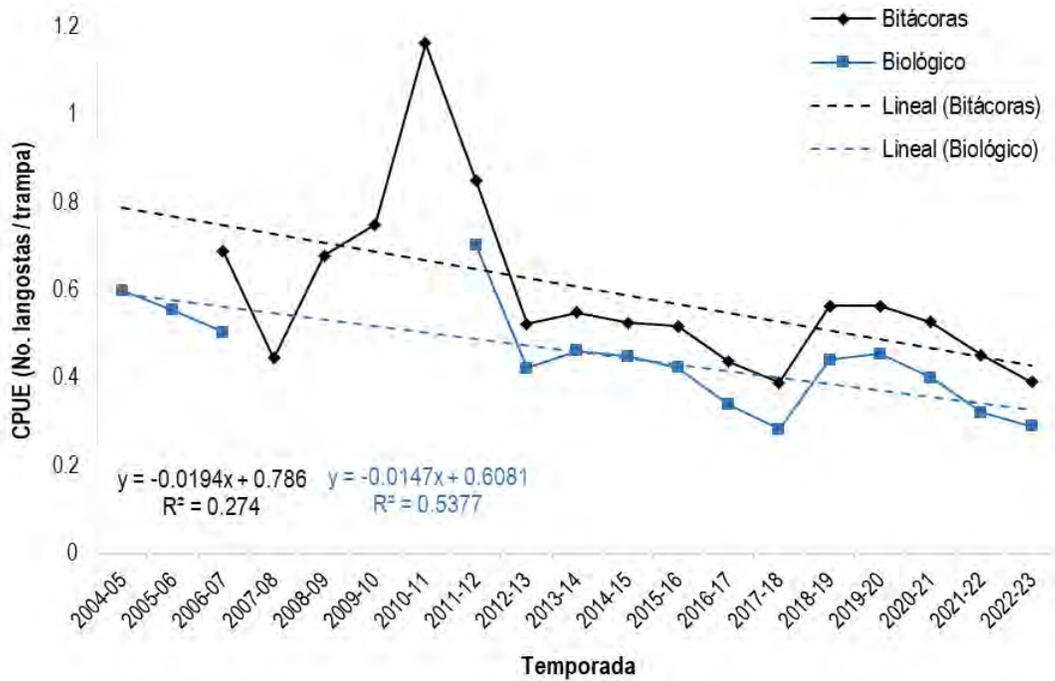


Figura 26 Captura por unidad de esfuerzo estandarizada CPUE para las langostas retenidas por trampa levantada para el subsistema de RC-SC.

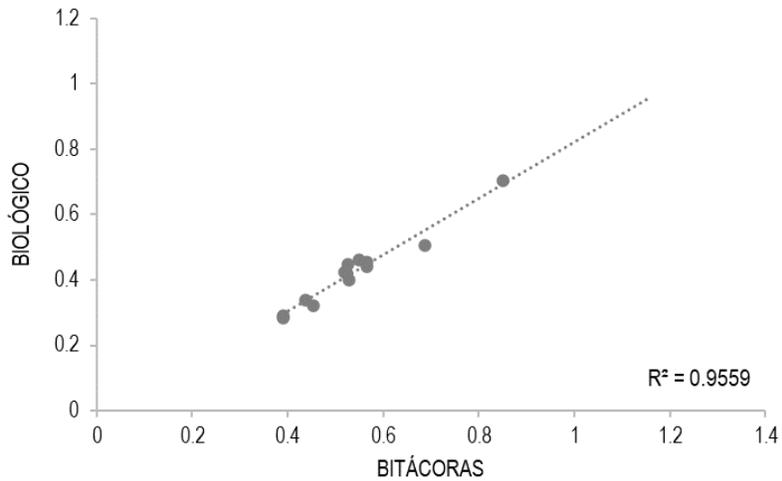


Figura 27 Correlación dada entre las fuentes de información que fueron utilizadas en la estandarización de la CPUE para langostas retenidas del subsistema RC-SC.

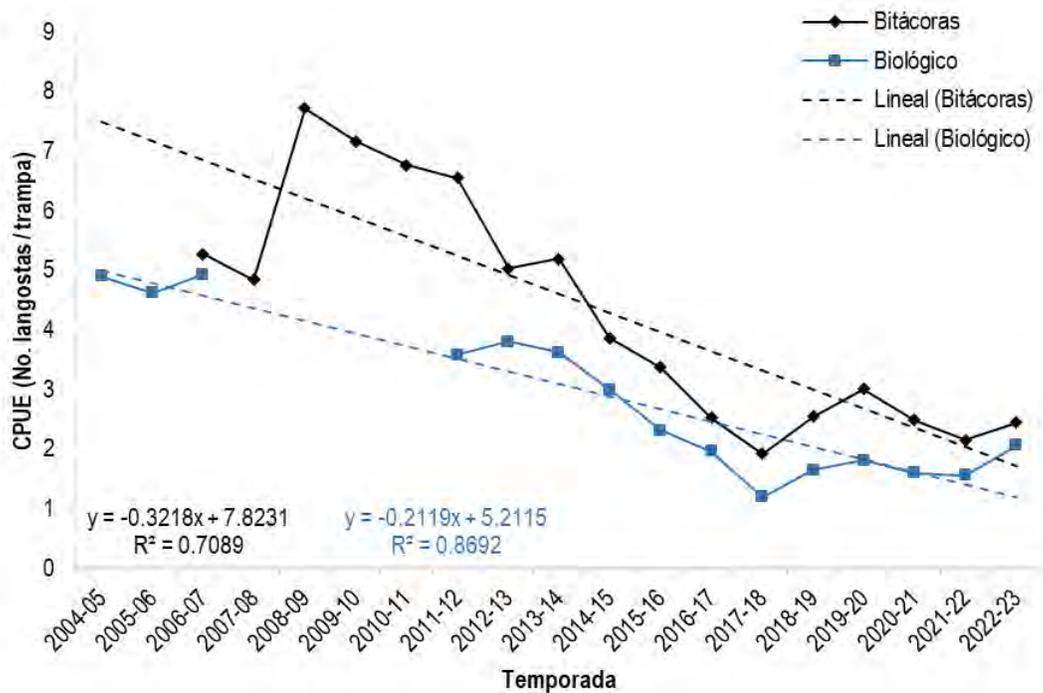


Figura 28 Captura por unidad de esfuerzo estandarizada CPUE para las langostas no retenidas por trampa levantada para el subsistema de RC-SC.

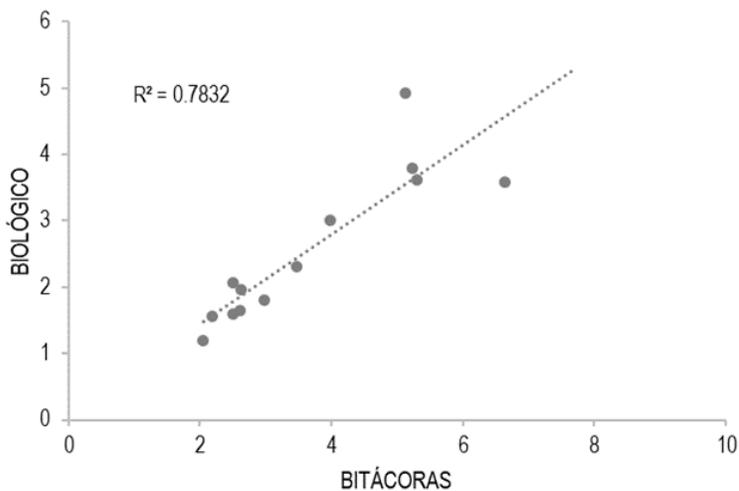


Figura 29 Correlación dada entre las fuentes de información que fueron utilizadas en la estandarización de la CPUE para langostas no retenidas del subsistema RC-SC.

Tabla 16

Modelos empleados en la estandarización de la CPUE a través de la unidad de esfuerzo “trampa levantada”. La distribución de probabilidades utilizada en los ajustes de los modelos a partir de la base de datos del registro de bitácoras y monitoreo biológico fue del tipo binomial negativa inflada en cero para la variable dependiente langostas retenidas y no retenidas del subsistema de AS. Modelos en negrita corresponden a aquellos más adecuados en la estandarización de la CPUE.

Descripción del modelo	Registro de bitácoras				Monitoreo biológico			
	df	Retenidas AIC	df	No-retenidas AIC	df	Retenidas AIC	df	No-retenidas AIC
Modelo 0: N.Lan ~1	3	569455	3	1304507	3	97742	3	225518
Modelo 1: N.Lan ~Temporada	19	562087	19	1287072	17	96442	17	220829
Modelo 2: N.Lan ~Temporada + Mes	26	560812	26	1271962	24	96230	24	218660
Modelo 3: N.Lan ~Temporada + Mes + Zona	31	559763	31	1264434	29	96019	29	217369
Modelo 4: N.Lan ~Temporada + Mes + Zona + Bote	61	555401	61	1239665	57	95287	57	216050
Modelo 5: N.Lan ~Mes + Zona + Bote + (1 Temporada)	46	555493	46	1239778	44	95342	44	216129
Modelo 6: N.Lan ~Temporada + Zona + Bote + (1 Mes)	55	555434	55	1239718	51	95305	51	216087
Modelo 7: N.Lan ~Temporada + Mes + Bote (1 Zona)	57	555430	57	1239705	53	95307	53	216081
Modelo 8: N.Lan ~Temporada + Mes + Zona (1 Bote)	32	555513	32	1239832	30	95349	30	216146
Modelo 9: N.Lan ~Temporada + Mes + (1 zona/Bote)	56	553523	86	1230342	79	95254	80	214960

En AS, las series de CPUEs estandarizadas de langostas retenidas (Figura 30) exhibieron fluctuaciones entre temporadas con un patrón de decrecimiento. En ambas series, la temporada 2016/17 está entre las de mayor rendimiento de langostas por trampa levantada, disminuyendo abruptamente para la siguiente temporada 2017/18 alcanzando uno de los niveles más bajos de las series junto a los descritos en las temporadas 2009/10, 2014/15 y 2022/23, donde hay registros de al menos 0.7 langostas por trampa levantada. Las series de CPUEs evidenciaban un aumento luego del fuerte descenso observado durante 2014/15, pero este índice exhibió una fuerte reducción durante la temporada 2017/18. La temporada 2018/19 muestra un aumento favorable y similar al valor alcanzado en 2016/17, pero nuevamente vuelve decrecer en 2019/20 hasta obtener registros mínimos de langostas por trampa levantada (0.7 langostas; Figura 30).

Pese a presentar tendencias muy similares entre las CPUEs obtenidas desde el registro de bitácoras de pesca y desde el monitoreo biológico (Figura 30) se detectó una disminución levemente mayor en la del índice descrito por el monitoreo biológico (con una pendiente igual a -0.0326 langostas por temporada) que aquel descrito por el registro de bitácoras (pendiente igual a -0.0328 langostas por temporada). Ambas series de CPUEs presentaron una alta correlación, llegando a 0.93 para temporadas comparadas entre el 2008/09 y 2022/23 (Figura 31).

Según el patrón exhibido por las series estandarizadas de CPUEs de langostas no retenidas para el subsistema AS, se detecta una disminución sistemática desde la temporada 2011/12 para el registro de bitácoras, mientras que en la serie dada por el monitoreo biológico esta señal ocurre una temporada antes (2010/11), detectándose el 2011/12 un decrecimiento abrupto en la tendencia llegando a documentar menos observaciones de langostas no retenidas por trampa que la serie descrita por el registro de bitácoras (Figura 32). El mínimo histórico para el índice de abundancia relativa estandarizada derivada desde el registro de bitácoras de pesca es identificado en la temporada 2017/18, presentando alrededor de 7 langostas no retenidas por trampa levantada. El mínimo histórico para el índice de abundancia relativa estandarizada derivada desde el monitoreo biológico, en cambio, ocurre la temporada 2022/23 con 5 langostas no retenidas por trampa levantada.

El índice de abundancia relativa estandarizado elaborado a partir del registro de bitácoras muestra un reporte de langostas no-retenidas por trampa levantada menor al reportado por el monitoreo biológico (Figura 32). En el primer caso (CPUE desde el registro de bitácoras) se detectó una reducción sistemática del número de langostas no retenidas por temporadas de -0.46 langostas, mientras que la CPUE derivada del monitoreo biológico indicó una reducción mucho más intensa, llegando a exhibir -0.8 langostas por temporada. En ambos casos, sus tendencias son muy similares, presentando un coeficiente de correlación del 88% para temporadas comprendidas desde 2008/09 al 2022/23 (Figura 33).

De acuerdo con el criterio de información de Akaike y diagnóstico de los residuos, los modelos que reportaron el mejor ajuste en la estandarización de la CPUE de langostas retenidas y no retenidas por trampa levantada en el subsistema de ID correspondieron a los más complejos, el modelo 9 (Tabla 17), *i. e.*, para aquellas series obtenidas desde la base de datos del registro de bitácoras y del monitoreo biológico. Los modelos empleados utilizaron la distribución de probabilidades binomial

negativa, y consideraron las variables categóricas temporal (temporada y mes) como efectos fijos, y espacial (zona) y operacional (bote) como efectos aleatorios anidados (modelo 9; Tabla 17). La configuración de estos modelos permitió abordar el exceso de valores iguales a cero en las bases de datos cuando se modelaban con una distribución de probabilidades del tipo *Poisson*. La verosimilitud de la familia binomial negativa, de este modo, fue más adecuada para modelar los datos vinculados al registro de bitácoras y al monitoreo biológico.

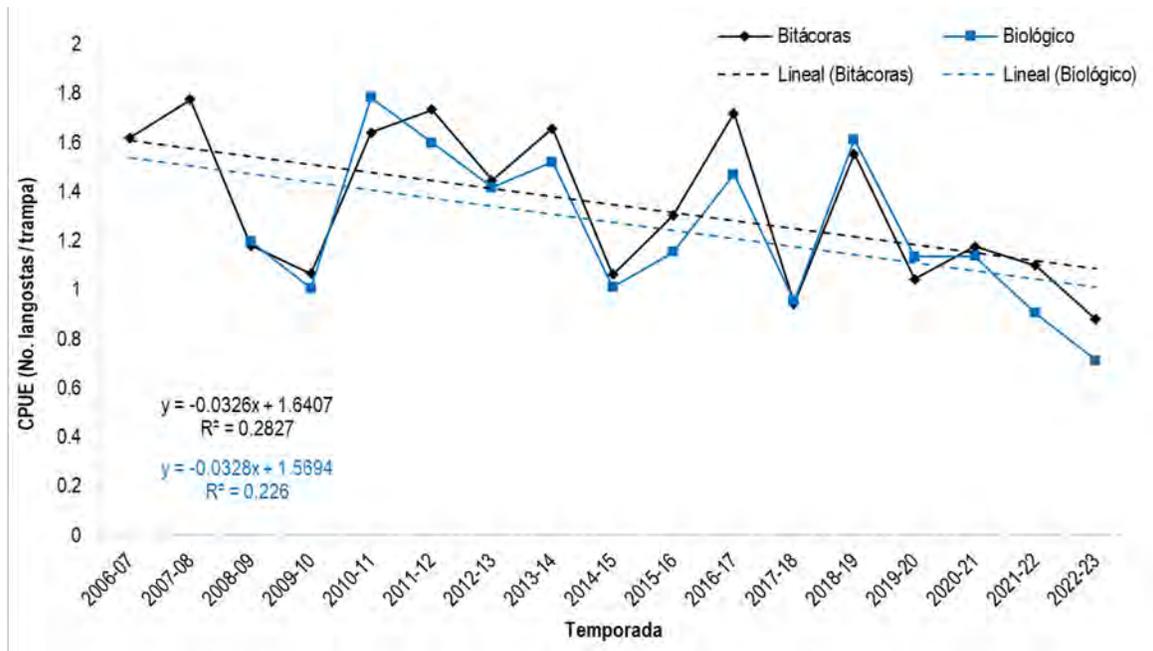


Figura 30 Captura por unidad de esfuerzo estandarizada CPUE para las langostas retenidas por trampa levantada para el subsistema de AS.

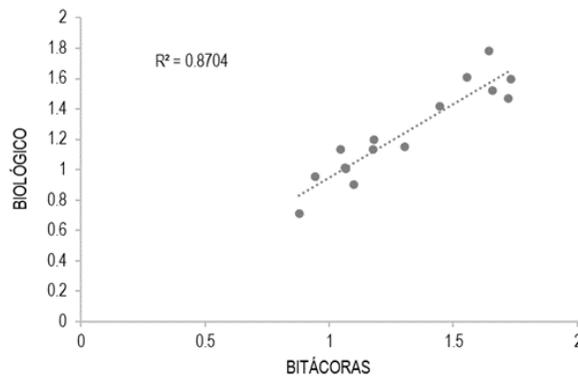


Figura 31 Correlación a partir de las fuentes de información del registro de bitácoras y monitoreo biológico que fueron utilizadas en la estandarización de la CPUE para langostas retenidas del subsistema AS.

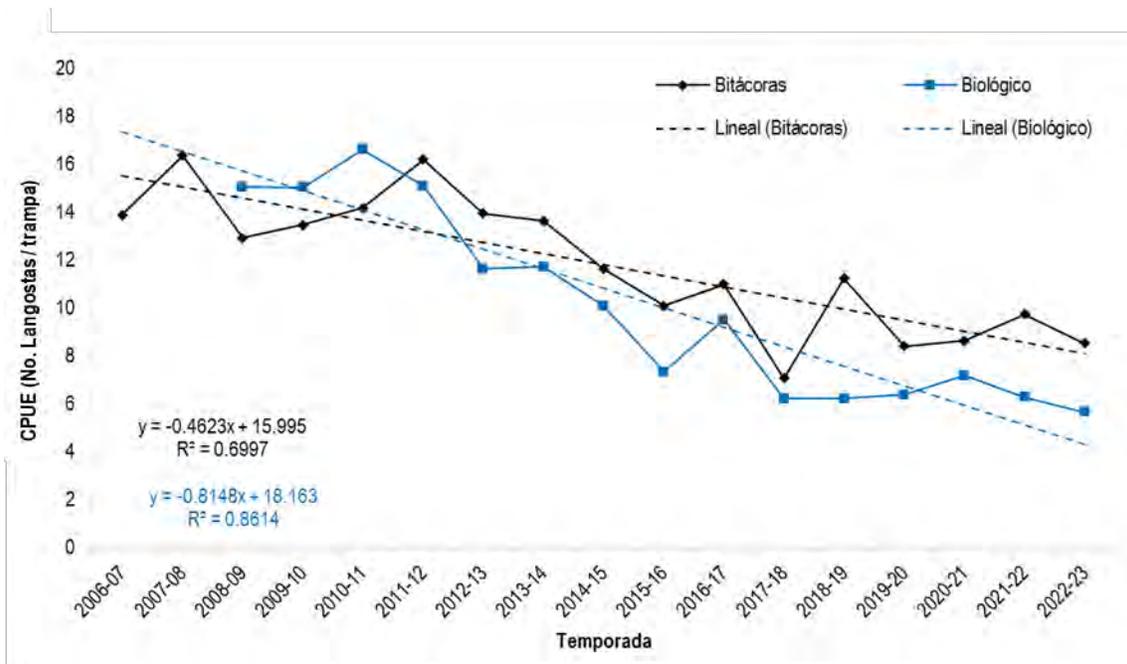


Figura 32 Captura por unidad de esfuerzo estandarizada CPUE para las langostas no retenidas por trampa levantada para el subsistema de AS.

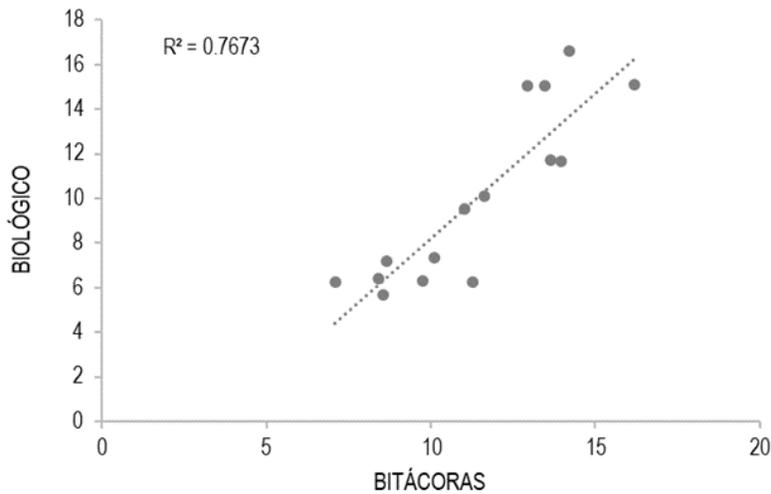


Figura 33 Correlación a partir de las fuentes de información del registro de bitácoras y monitoreo biológico que fueron utilizadas en la estandarización de la CPUE para langostas no retenidas del subsistema AS.

Tabla 17

Modelos empleados en la estandarización de la CPUE a través de la unidad de esfuerzo “trampa levantada”. La distribución de probabilidades utilizada en los ajustes de los modelos a partir de la base de datos del registro de bitácoras y monitoreo biológico fue del tipo binomial negativa inflada en cero para la variable dependiente langostas retenidas y no retenidas del subsistema de ID. Modelos en negrita corresponden a aquellos más adecuados en la estandarización de la CPUE.

Descripción del modelo	Registro de bitácoras				Monitoreo biológico			
	df	Retenidas AIC	df	No-retenidas AIC	df	Retenidas AIC	df	No-retenidas AIC
Modelo 0: N.Lan ~1	3	121250	3	206752	3	16398	3	25120
Modelo 1: N.Lan ~Temporada	11	114059	11	199512	9	15200	9	24382
Modelo 2: N.Lan ~Temporada + Mes	18	113660	18	198944	14	15107	14	24291
Modelo 3: N.Lan ~Temporada + Mes + Zona	20	113040	20	198276	16	15086	16	24251
Modelo 4: N.Lan ~Temporada + Mes + Zona + Bote	34	112126	34	195583	28	15053	28	24036
Modelo 5: N.Lan ~Mes + Zona + Bote + (1 Temporada)	27	112185	27	195641	23	15087	23	24064
Modelo 6: N.Lan ~Temporada + Zona + Bote + (1 Mes)	28	112156	28	195605	24	15072	24	24055
Modelo 7: N.Lan ~Temporada + Mes + Bote (1 Zona)	33	112142	33	195600	27	15061	27	24046
Modelo 8: N.Lan ~Temporada + Mes + Zona (1 Bote)	21	112189	21	195650	17	15070	17	24065
Modelo 9: N.Lan ~Temporada + Mes + (1 zona/Bote)	37	111528	51	193135	29	15000	41	23850

En el subsistema de ID, pese a que las series de CPUEs estandarizadas de langostas retenidas por trampa levantada exhibieron en general falta de información continua a lo largo de las temporadas, igualmente han dado cuenta de un patrón de crecimiento cuando se aplicó una línea de tendencia lineal (Figura 34). La CPUE dada por el registro de bitácoras sugirió un decrecimiento sistemático desde la temporada 2013/14 hasta la 2016/17, alcanzando el mínimo histórico en torno a 1.3 langostas por trampa levantada. Desde la temporada 2017/18 se observó un incremento importante en el rendimiento, solo disminuyendo levemente la temporada 2020/21 y luego aumentando nuevamente hasta la temporada 2021/22, donde se alcanzó el máximo histórico registrando al menos 10 langostas por trampa levantada. La serie de CPUE obtenida desde el monitoreo biológico, por su parte, exhibió menos cobertura interanual que aquella obtenida por el registro de bitácoras. La CPUE desde el monitoreo biológico también registró el mínimo histórico en la temporada 2016/17 con 1.9 langostas por trampa levantada, después, se detectó un incremento llegando a alcanzar en la temporada 2019/20 el máximo histórico registrando casi 10 langostas por trampa levantada. Posterior al máximo registrado, se evidenció un decrecimiento hasta la temporada 2021/22 registrando 6 langosta por trampa levantadas y luego un aumento durante la temporada 2022/23 con 8 langostas registradas por trampa (Figura 34).

Pese a presentar tendencias similares entre las CPUEs obtenidas desde el registro de bitácoras de pesca y desde el monitoreo biológico (Figura 34) se detectó un mayor aumento en la del índice descrito por el monitoreo biológico, presentando una pendiente igual a 0.79 langostas por temporada, mientras el indicador de abundancia relativa descrito por el registro de bitácoras presentó una pendiente equivalente a 0.46 langostas por temporada. Ambas series de indicadores documentaron una correlación del 74% para temporadas comparadas entre el 2014/15 y 2022/23 (Figura 35).

Basado en el patrón presentado por las series de CPUEs estandarizadas del número de langostas no retenidas para el subsistema de ID (Figura 36), se detectó un mínimo histórico en el registro de bitácoras durante la temporada 2010/11 con 4 langostas no retenidas por trampa levantada. Posterior a dicha temporada no se contó con información hasta el 2013/14, temporada que exhibió un aumento de hasta 18 langostas no-retenidas por trampa levantada, luego una disminución en la temporada 2014/15, y nuevamente un aumento en el rendimiento en la temporada siguiente (2015/16), siendo muy similar a los de la temporada 2013/14. Tras la temporada 2015/16 hubo un decrecimiento sistemático hasta el 2017/18 (con 11 langostas no retenidas observadas por trampa levantada), probablemente manteniéndose estable dado que la subsiguiente temporada (2019/20) presentó un rendimiento muy similar. Posterior a la temporada 2019/20 se detectó un incremento hasta el 2021/22 llegando a alcanzar el máximo histórico reportado por la serie del registro de bitácoras, siendo 32 langostas no retenidas por trampa levantada (Figura 36). Tal como ocurrió con las series de CPUEs para langostas retenidas (Figura 34), la serie para langostas no retenidas dada por el monitoreo biológico tampoco tuvo más cobertura temporal que la del registro de bitácoras (Figura 36). La serie de CPUE del monitoreo biológico comenzó en la temporada 2014/15, retomada en el 2016/17 con una abundancia relativa estandarizada en torno a 14 langostas por trampa levantada. En la temporada 2017/18 ocurrió el mínimo histórico registrado detectándose 8 langostas no retenidas para luego aumentar durante el 2019/20 a cerca de 13 individuos observados por trampa. En las temporadas siguientes —2020/21, 2021/22 y 2022/23— se observó un crecimiento

general, llegando incluso la temporada 2022/23 a alcanzar el máximo rendimiento de toda la serie de CPUE del monitoreo biológico con alrededor de 24 langostas no retenidas en las trampas (Figura 36).

La tendencia en el índice de abundancia relativa estandarizado elaborado a partir del registro de bitácoras muestra un incremento en el número de langostas no retenidas por temporadas, siendo de 1.29 langostas, mientras que la CPUE derivada del monitoreo biológico indicó un aumento más acentuado, llegando a exhibir 0.8 langostas no retenidas por temporada (Figura 36). En ambos casos, sus tendencias son muy similares, presentando un coeficiente de correlación del 71% para temporadas comprendidas entre el 2014/15 y 2022/23 (Figura 37).

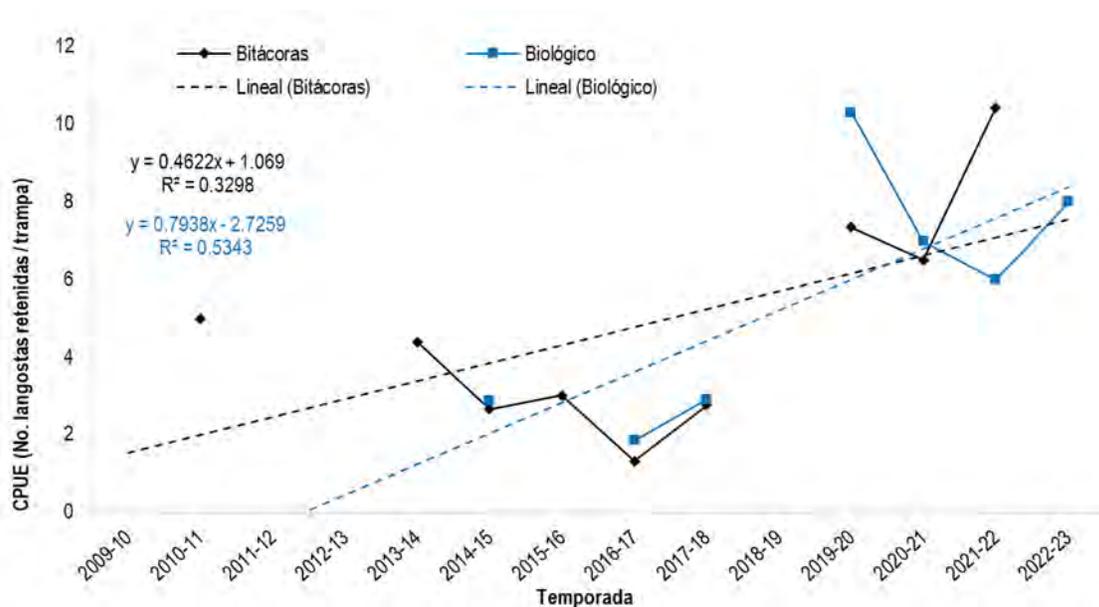


Figura 34 Captura por unidad de esfuerzo estandarizada CPUE para las langostas retenidas por trampa levantada para el subsistema de ID.

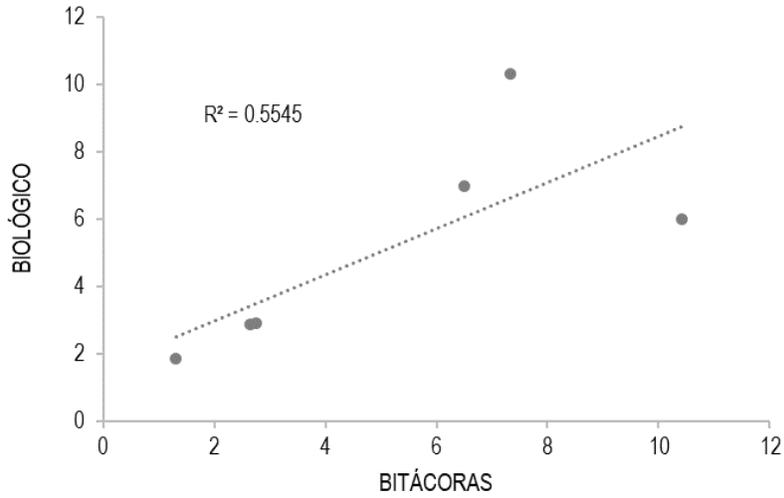


Figura 35 Correlación a partir de las fuentes de información del registro de bitácoras y monitoreo biológico que fueron utilizadas en la estandarización de la CPUE para langostas retenidas del subsistema ID.

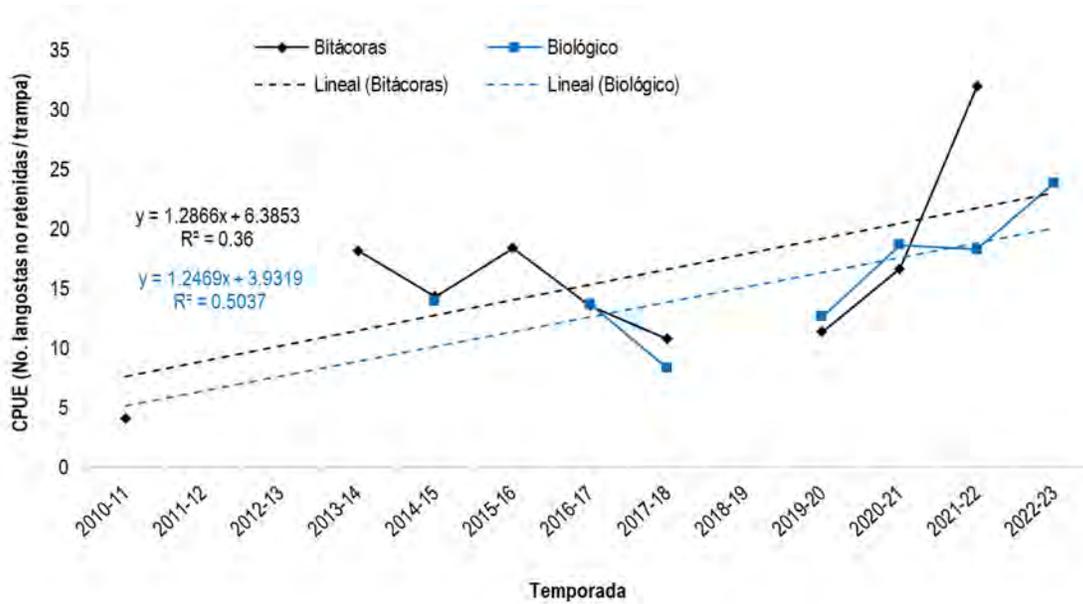


Figura 36 Captura por unidad de esfuerzo estandarizada CPUE para las langostas no retenidas por trampa levantada para el subsistema de ID.

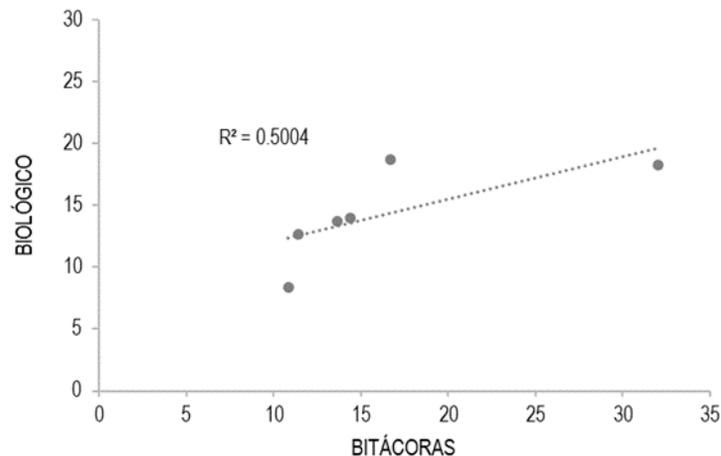


Figura 37 Correlación a partir de las fuentes de información del registro de bitácoras y monitoreo biológico que fueron utilizadas en la estandarización de la CPUE para langostas no retenidas del subsistema ID.

4.1.4.3 CPUE por trampa levantada (Histórica)

Los diversos proyectos de monitoreo que se han desarrollado desde la década del 1970s han cuantificado la captura en número de langostas por viaje de pesca o trampa levantada. La Tabla 18 muestra un resumen de la información histórica disponible para la pesquería de la langosta de Juan Fernández, por subsistema y fuente. La serie de tiempo histórica de CPUE de langosta (promedio mensual de captura por trampa) muestra claramente la variación estacional dentro del año y las tendencias a largo plazo (Figura 38A). Los datos recopilados por la cooperativa muestran una caída repentina entre las temporadas 1975/76 y 1976/77. Las entrevistas con pescadores que estaban activos en ese momento, realizadas en el año 2004, no lograron identificar una explicación de un fenómeno que no podía haber pasado desapercibido. Los datos de captura por trampa recopilados durante los estudios intensivos de 1970/71 y 1981/82 (aproximadamente cuatro años antes y después de la caída) coinciden con la serie cooperativa de captura por trampa, disipando la sospecha de un artefacto de registro. La captura por trampa promedio ha aumentado desde 2004, alcanzando un nivel comparable al de principios de la década de 1970 (Figura 38). Posteriormente, la CPUE mostró una disminución abrupta entre el 2010 y el 2012 y una disminución sistemática en el periodo 2012-2020 (Figura 38B-E). La Figura 38B y Figura 38C muestran las series mensuales de capturas por trampa levantada de langostas comerciales para los subsistemas de RC-SC (Figura 38B) y AS (Figura 38C). Para RC-SC se aprecia un alza en la temporada 2010/11 una sistemática caída hacia la temporada 2017/18. Después, se aprecia una nueva alza en los rendimientos de pesca. Para AS se aprecia cambios interanuales, pero sin una clara tendencia temporal.

El programa de monitoreo ha estimado también desde la temporada 2006/2007 el número de langostas totales capturadas por trampa. Estas series se presentan en la Figura 38D (para RC-SC) y Figura 38E (para AS). Ambas series muestran un fuerte incremento hacia la temporada 2011 y luego una caída muy importante hacia la temporada 2020/21.

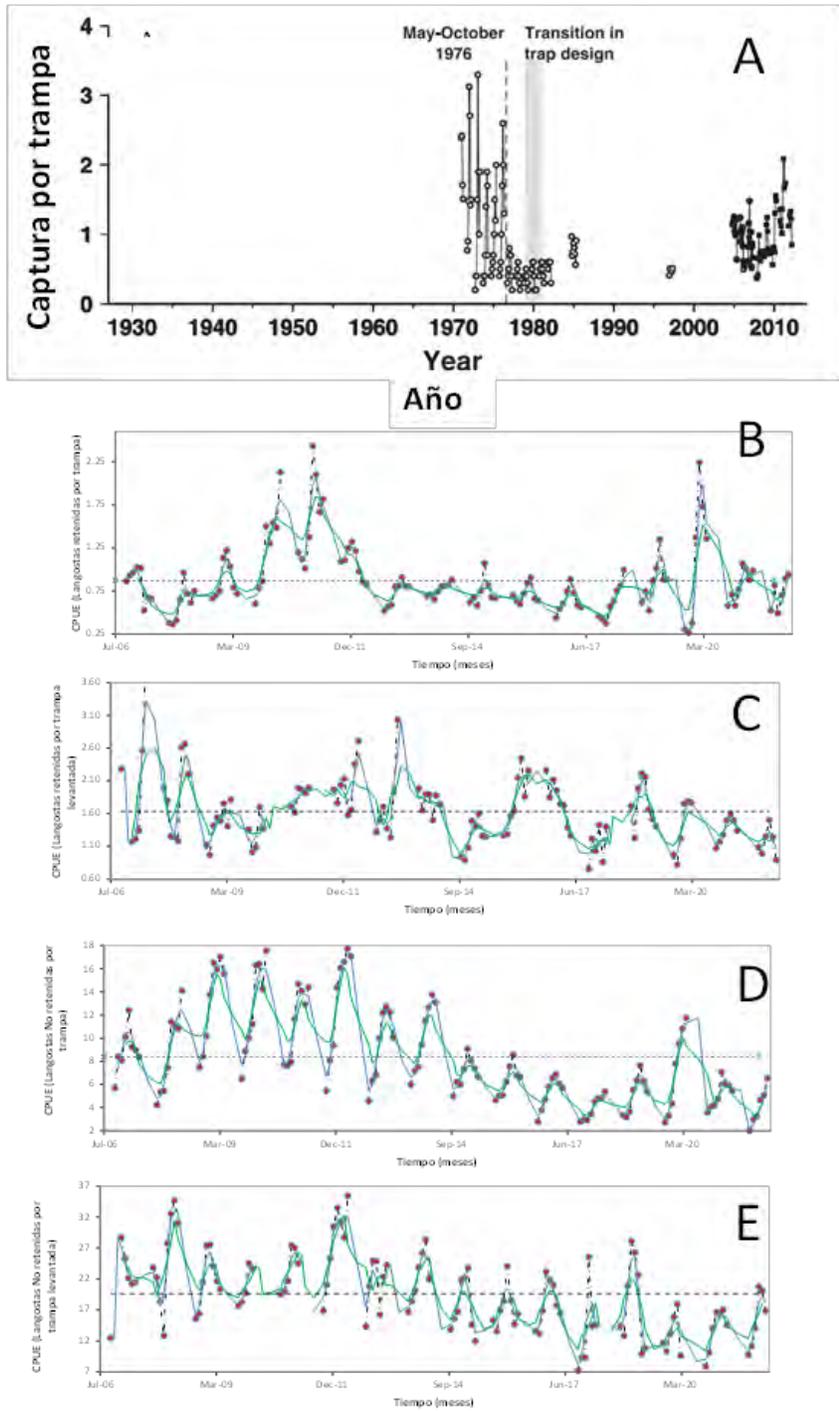


Figura 38 Captura de langostas por trampa levantada en el subsistema RC-SC. (A) Serie histórica extraída de Ernst *et al.*, 2013. (B-E) Serie reciente obtenida de programas de monitoreo de la UdeC (Ernst *et al.*, 2020)

Tabla 18

Resumen histórico de datos de captura y esfuerzo recopilados por varios proyectos en la pesquería de langosta Juan Fernández. Subsistemas Robinson Crusoe-Santa Clara (RC-SC) y Alejandro Selkirk (AS).

Temporada	Fuente	Subsistema	Porcentaje de viajes muestreadas	Documentado por
1970/71, 1971/72	Cooperativa	Robinson/Santa Clara	21%	Arana & Melo (1973, Tabla 1); Pizarro & Tiffou (1974, Tabla VIII)
1972/73 hasta 1978/79	""	""	100%	Larrain & Yáñez (1983, Tabla I y II); Arana (1983, Tabla II)
1980/81, 1981/82, 1982/83	""	""	100%	Yáñez et al. (1985, Tabla I)
Abr 1981 - Mar 1982	Proyecto de investigación	""	No reportado	Arana & Toro (1985, Tablas IV, VI)
1984 - 85	""	Robinson/Santa Clara y Selkirk	No reportado	Henriquez et al. (1985, Tabla 5)
1996 - 97	""	""	100%, número de trampas estimadas a través de entrevistas mensuales	Arana et al. (1997, Tablas 4-7, 22); Arana & Vega (2000)
2004 - 05 hasta 2006 -07	Proyecto participativo (MARCAS)	""	No reportado	Ernst et al. (2010a)
2005-06	Proyecto de investigación	""	No reportado	Arana et al. (2006a)
2008-09, 2009/10	""	Selkirk	100%	Ernst et al. (2010b)
2006-07 hasta 2010-11	Proyecto participativo (Bitácoras)	Robinson/Santa Clara y Selkirk	40% de la flota	Ernst et al- (2010a)
2011-12	Proyecto de investigación	""	33% RC-SC, 100% Selkirk	Ernst et al. (2012)
2012-13	Proyecto de investigación	""		Ernst et al. (2013)
2013-14	Proyecto de investigación	""		Ernst et al. (2014)
2014-15	Proyecto de investigación	""		Ernst et al. (2015)
2015-16	Proyecto de investigación	""		Ernst et al. (2016)
2016-17	Proyecto de investigación	""		Ernst et al. (2017)
2017-18	Proyecto de investigación	""		Ernst et al. (2018)
2018-19	Proyecto de investigación	""		Ernst et al. (2019)
2019-20	Proyecto de investigación	""		Ernst et al. (2020)

4.1.5 Información biológica y estructura de tallas

Previo al muestreo biológico de la temporada 1984/85 de Henríquez *et al.* (1985), existe muy poca información de estructura de tallas para la pesquería de la langosta de Juan Fernández (Tabla 1). Para el subsistema RC-SC están disponibles para las temporadas 1984/85, 1996/97, 2004/05, y desde 2011/12 hasta 2020/21. Para el subsistema AS existe información de frecuencia de tallas (LFD) para la temporada 1984/85, 2008/09 y desde 2011/12 hasta 2020/21. Finalmente, la información de LFD que se dispone para Islas Desventuradas, son para el período 2011/12 en adelante.

4.1.5.1 Estructuración Poblacional

4.1.5.1.1 *Jasus frontalis*

La langosta de Juan Fernández, *J. frontalis*, exhibe una estructura de metapoblación donde un alto nivel de conectividad se ha identificado entre el archipiélago Juan Fernández y Las Desventuradas (islas San Ambrosio y San Félix) a partir de un importante aporte de larvas (Figura 39). De esta forma, la variabilidad en el reclutamiento al interior del archipiélago Juan Fernández depende mayoritariamente de larvas cuyo origen se presenta en el mismo sistema, contribuyendo con nuevos reclutas hacia el archipiélago Desventuradas (460 mn más al norte; Figura 40). Porobic *et al.*, (2012) describen la estructura poblacional de esta especie como una población panmíctica con fuertes flujos génicos entre los sistemas, pero sin estructuración genética. También, identificaron que la retención y conectividad son fuertemente influenciados por patrones temporales y espaciales reproductivos, por la duración del estadio larval y la temporada (año). Así estos flujos se ven determinados principalmente por el acoplamiento entre los factores biológicos y los factores oceanográficos imperantes (Porobic *et al.*, 2012). Incluso Román *et al.* (2018) dado la actividad de la flota, describieron 8 clusters de distribución de las langostas en torno al subsistema de la isla Alejandro Selkirk, identificando conectividad entre individuos adultos con capacidades de desplazamiento en torno a 1.2 km en promedio y presentando, además, un movimiento costa–océano de profundización en la medida que avanza la temporada de pesca. Es decir, al fin de la primavera austral se detectó que machos y hembras de la especie *J. frontalis* se desplazan hacia hábitats más profundos retornando hacia hábitats más someros cuando se acerca el período invernal, lo que podría estar correlacionado con la temperatura del océano y facilitado por la estrecha extensión de la plataforma insular. Este patrón de desplazamiento ha sido consistente con el comportamiento operacional de la flota artesanal, siendo los movimientos inshore–offshore detectados y muy frecuentes en los tres subsistemas a lo largo de las temporadas de pesca (Ernst *et al.*, 2019). En atención a lo anterior, la consideración espacial sugiere el desarrollo de evaluación a nivel de los tres subsistemas y a partir del supuesto de una población abierta entre las islas Robinson Crusoe y Santa Clara (RC–SC), Alejandro Selkirk (AS) y el archipiélago Islas Desventuradas (ID).

4.1.5.1.2 *Jasus edwardsii*

La especie congénérica *Jasus edwardsii*, hallada principalmente en Nueva Zelanda y Australia, también exhibe una fuerte estructuración espacial. Al sur de Australia, por ejemplo, la explotación de la langosta se maneja a partir de espacios geográficos consolidados, siendo clave para llevar a cabo de forma independiente la evaluación de stock basada en la estructura de tallas y aspectos demográficos locales, así como movimientos de la flota y tasas de captura de cada región de: (i) Victoria, (ii) sur de Australia y (iii) Tasmania (Green *et al.*, 2006). La heterogeneidad identificada en aspectos biológicos de la especie como crecimiento (Punt *et al.*, 2006), madurez zonal y en un gradiente de profundidad (Gardner *et al.*, 2006; Linnane *et al.*,

2008a), además de aspectos como la escala y magnitud de la pesca han conducido al manejo de este recurso marino cada vez más hacia una evaluación estructurada espacialmente (Subzona Oeste, Centro y Este; Green *et al.*, 2006). Sin embargo, estas escalas son espacialmente mayor (entre 1° y 2° de longitud) en comparación a la escala que representan los subsistemas que constituyen el archipiélago Juan Fernández y Desventuradas, territorios que ni siquiera abarcan 1° de longitud de extensión.

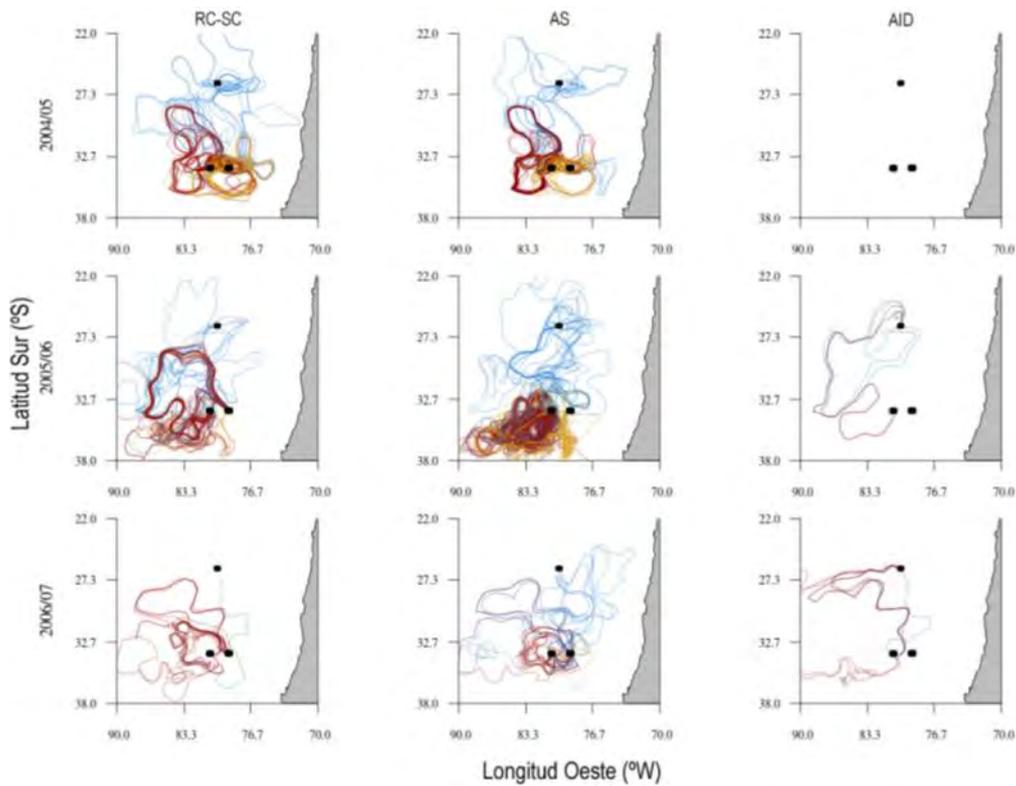


Figura 39 Trayecto de partículas liberadas y asentadas en noviembre de cada temporada en las filas y cada zona de liberación organizada en columnas. Color rojo representa la zona de asentamiento de AS; amarillo de RC-SC y Azul de ID. Cada zona de liberación corresponde a las circunferencias en negrita (Tomado de Porobic *et al.*, 2012).

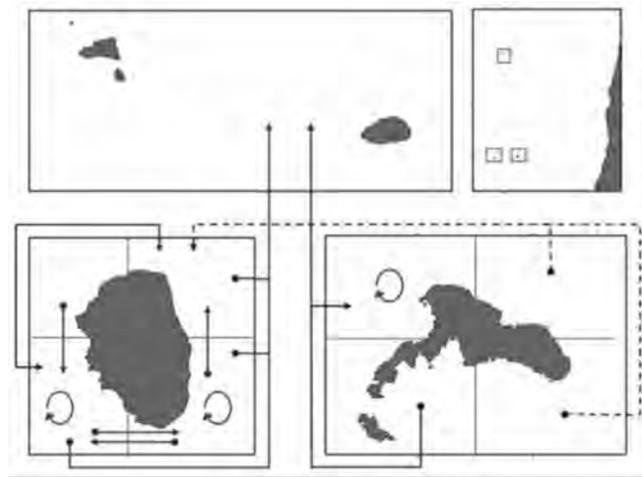


Figura 40 Esquema general de conectividad para las islas del archipiélago Juan Fernández y las Islas Desventuradas basado en los índices de conectividad-retención significativos ($>0.5\%$). Las líneas segmentadas representan la temporada 2004-2005 y las líneas continuas representan la temporada 2005-2006. Las esferas señalan la fuente de las partículas y las flechas el sumidero. La retención zonal fue identificada con una línea curva (Tomado de Porobic *et al.*, 2012).

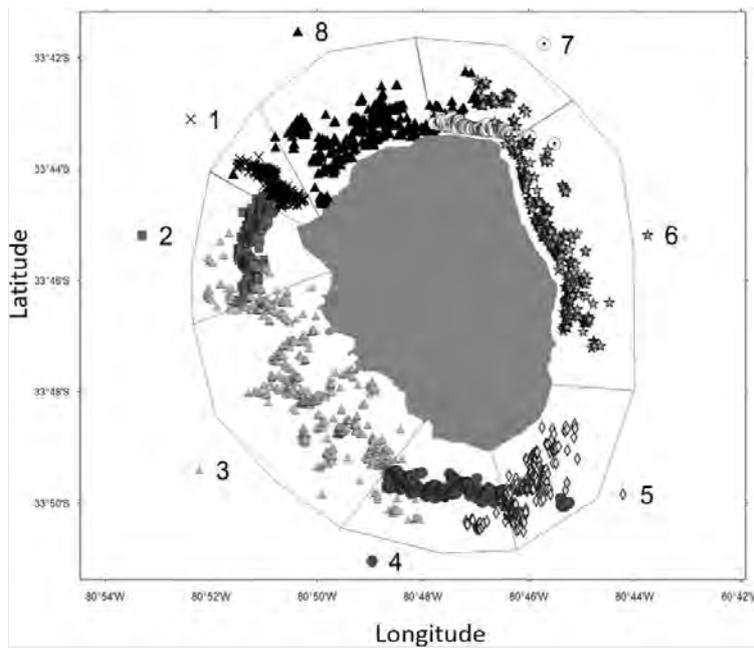


Figura 41 Zonas delimitadas a partir de la identificación de 8 clusters alrededor de la Isla Alejandro Selkirk mediante la utilización de un modelo mixto Gaussiano (Tomado de Román *et al.*, 2018).

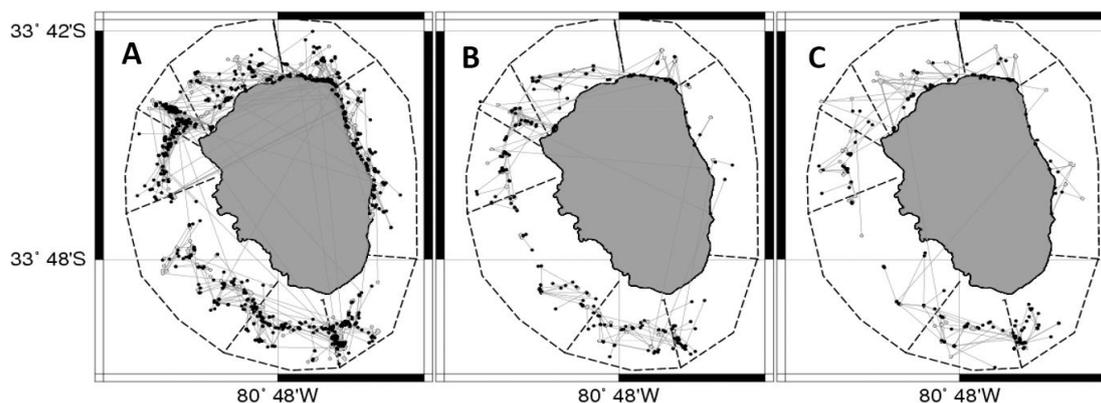


Figura 42 Distancia Euclidiana registrada a partir de un primer (A), segundo (B) y tercer (C) evento de marcaje. Las líneas corresponden a movimientos individuales detectados durante estos eventos de marcaje. Las distancias estimadas a partir de los eventos de recapturas indican que para el primer marcaje hubo 912 recapturas, para el segundo hubo 205 y para el tercero 166 recapturas (Tomado de Román *et al.*, 2018).

4.1.5.2 Parámetros de Historia de Vida

4.1.5.2.1 Crecimiento somático

El crecimiento de las langostas es variable en el tiempo, en el espacio y en función de la batimetría. Factores como la temperatura ambiental, cambios en la disponibilidad de alimento o interacciones intraespecíficas, pueden aumentar o disminuir estas variaciones (Wahle & Fogarty, 2006). Las condiciones ambientales estresantes a menudo tienen como resultado el retraso del proceso de muda o la reducción del crecimiento, e incluso la disminución de la talla (Cockcroft & Goosen, 1995). Para evaluar el crecimiento somático *in situ* el empleo de metodologías de marcaje y recaptura es a menudo el único método disponible (Dúbula *et al.*, 2005).

Jasus frontalis

El crecimiento somático, época y frecuencia de mudas en *J. frontalis* se ha descrito por Arana & Martínez (1985) quienes señalan que el principal periodo de mudas en machos se da a finales de primavera o durante el verano. Las hembras inmaduras mudan dos veces al año, entre enero y agosto, mientras que las hembras maduras mudan solo una vez al año, entre febrero a julio. Manríquez (2016) modeló el patrón de crecimiento de ambos sexos, encontrando un abrupto cambio en la tasa de crecimiento en torno a los 110.7 mm en machos y 81.9 mm en hembras. Se registró en los individuos de tallas mayores mudas anuales entre los 0.9 a 2.7 mm en hembras y de 1.3 a 2.8 mm en machos (Tabla 19).

En el presente proyecto se adoptó el modelo de incrementos a la talla propuesto por Manríquez (2016), el cual se presenta en la Figura 43. Según el criterio de AIC el mejor modelo es el modelo Piece-wise, para cada sexo.

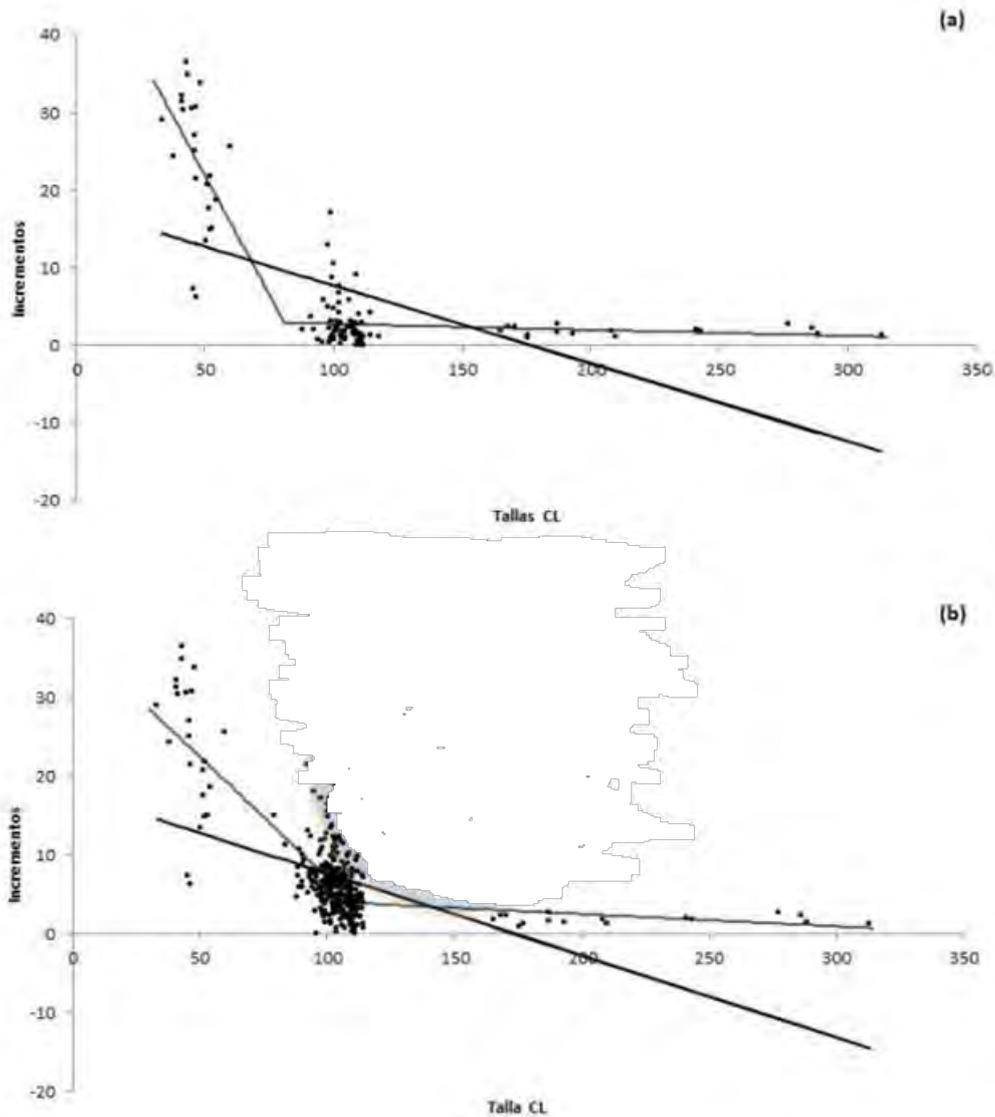


Figura 43 Modelos de incrementos a la talla evaluados por Manriquez (2016), que incluye Fabens y el modelo Piece-wise (de dos regresiones lineales unidas). (a) Hembras, (b) Machos. Ext de Manriquez (2016).

Jasus edwardsii

Annala & Bycroft (1987) señalan que los machos de esta especie tienen una tasa de crecimiento superior a las hembras y ambos presentan un decaimiento progresivo en el tiempo de esta tasa, coincidente a lo reportado por Manriquez (2016). MacDiarmid (1989) comenta que los machos mudan durante los meses de octubre y noviembre, mientras que las hembras mudan en los meses de abril a junio, ocurriendo de dos a tres meses antes que las hembras de latitudes mayores. Además, señala que las hembras de mayor talla tienden a mudar temprano en la temporada y esperan mayor tiempo antes de aparearse, mientras que las hembras de menor tamaño esperan más para mudar, pero se aparean en menor tiempo. McGarvey *et al.* (1999) describen que estas variaciones espaciales en el crecimiento somático son atribuibles a procesos de denso-dependencia. En machos el crecimiento fue mayor para los que habitaban en profundidades entre los 20 a 40 m, declinando este crecimiento en profundidades superiores. En el caso de las hembras, se observó un crecimiento menor en las maduras, las recapturadas

mostraron un menor aumento de la longitud del caparazón y una menor frecuencia de mudas. Describiendo una muda semestral, con dos periodos dentro del año con un alto crecimiento. Caso similar es lo reportado por Punt *et al.* (2006) quien encontró diferencias en los crecimientos por sexos y espacialmente. Estas diferencias también son descritas por Chandrapavan *et al.* (2009) para Tasmania donde la tasa de crecimiento disminuyó con la profundidad y espacialmente de norte a sur, siendo el crecimiento en el sur de 1 a 2 mm en hembras y de 10 mm para machos, mientras que en el norte para el caso de las hembras es de más de 20 mm y en machos 22 mm. Estos autores observaron que las langostas provenientes de sectores de alta profundidad y por ende bajo crecimiento al ser trasladadas a zonas de baja profundidad presentaron un crecimiento mayor, incluso a las langostas residentes de aguas poco profundas (Tabla 19).

Jasus lalandii

Pollock (1986) señala que las hembras adultas de esta especie mudan anualmente, usualmente en abril y junio, se menciona en Beyers & Goosen (1987) que la tasa de crecimiento de esta especie aumenta en lugares con mayor disponibilidad de alimento. Similar a lo mencionado por Newman & Pollock (1974) donde el crecimiento es susceptible a cambios ambientales y variaciones en la pesca. De la misma manera que lo mencionado para *J. edwardsii*, Pollock & Beyers (1981) comentan que a mayores profundidades hay menor crecimiento y que este disminuye de igual manera en los ejemplares de mayor talla, con incrementos medios de crecimiento de 4.6 mm en rangos de 6.5 – 3.9 cm, mientras que, para tallas mayor de 14 -14.9 el incremento medio es de 2.8 mm (Tabla 19).

Tabla 19
 Revisión bibliográfica de variables del crecimiento de langostas del género *Jasus* sp. (modificado de Manríquez, 2016).

Especie	Sexo	Periodo de muda	Incremento de muda medio	Rango de tallas	Modelo crecimiento	Parámetros	Referencia
<i>J. frontalis</i>	F	Mar-Sep	0.9-2.7 mm		Piece-wise	a=52.3 b= 0.61 c=0.000043 X=81.91	Manríquez, 2016
	M	Ene-Mar	1.3-2.8 mm	33.1-313mm		a=37.78 b=-0.31 c=0.016 X=110.69	
<i>J. frontalis</i>	F		7.8 - 10.5 mm	60.5 - 137.5 mm	von Bertalanffy	Loo = 214mm k = 0.07 to = 0	Arana & Olate, 2000
	M		8 - 9.6 mm	60.5 - 134.5 mm	von Bertalanffy	Loo = 212mm k = 0.07 to = 0	
<i>J. frontalis</i>	F-M		8.32 - 11.62	70-114 mm	von Bertalanffy	Loo = 227.9 mm k = 0.067 to = 0.495	Arana (1983)
<i>J. frontalis</i>	F	Otoño-Invierno	5 mm				Ernst <i>et al.</i> , 2010
	M	Ene-Mar Otoño-Invierno					
<i>J. Edwardsii</i>	F	Feb-Jul	5 mm	80 - 119.9 mm	von Bertalanffy-Fabens	Loo = 165 mm k = 0.049 to = -3.86	Annala & Bycroft, 1987
	M	(Jun - Ago) y (Dec-Feb)				Loo = 202 mm k = 0.125 to = -0.37	
<i>J. Edwardsii</i>	F		5 - 15 mm	100 mm	von Bertalanffy-Fabens	Loo = 116 - 254 mm k = 0.09 - 0.60 to = -0.37	McGarvey <i>et al.</i> , 1999
	M		7 - 20 mm				
<i>J. lalandii</i>	F-M		2.8 - 5.5 mm	70-100 mm	Regresión lineal	Pendiente = -0.02- 0.04 Intercepto = 2.1- 7	Newman & Pollock (1974)
<i>J. lalandii</i>	F				von Bertalanffy	Loo = 96.1 mm k = 0.092	Groeneveld (1997)
	M					Loo = 96.1 mm k = 0.092	

4.1.5.2.2 Reclutamiento

El reclutamiento de en langostas corresponde a un proceso influenciado por variables ambientales y parámetros biológicos de la especie.

Jasus frontalis

La variabilidad del reclutamiento depende de condiciones locales ambientales y biológicas durante las fases larvarias, de asentamiento y bentónicas. Porobic (2013) menciona que la variabilidad en el reclutamiento asociado al archipiélago Juan Fernández depende mayoritariamente de larvas originadas en este mismo sistema, con un aporte importante de reclutas hacia el archipiélago de las Desventuradas. El éxito del reclutamiento dependerá a su

vez de si las larvas arriban al mismo lugar de origen o donde dispongan de un fondo apto para asentarse en el momento crítico (Báez, 1979).

Jasus edwardsii

El trabajo de Smith *et al.* (1980) menciona la ocurrencia de un sistema de loop cerrado de reclutamiento, esto genera una separación de las poblaciones de Australia y Nueva Zelanda.

La dinámica del reclutamiento en esta especie es conducida por dinámicas locales (Hobday & Punt, 2001), una alta importancia de la mortalidad por densodependencia en estadios bentónicos tempranos y los niveles de asentamiento (Phillips *et al.*, 1994).

Jasus lalandii

El trabajo de Hazell (2001) menciona que la disminución del crecimiento somático trae como consecuencia la reducción en el reclutamiento. Pollock & Beyers (1981) señalan que la limitación de la distribución en ciertas zonas está dada por la alta depredación de larvas puerulus reclutantes. Melville-Smith *et al.* (1995) señalan que el continuo decrecimiento de los tamaños medios ha causado un bajo incremento en el crecimiento, dando lugar a un bajo reclutamiento en el borde oeste de Sudáfrica. Johnston & Bergh (1993) suponen que las fluctuaciones naturales del reclutamiento anual no son significativas.

4.1.5.2.3 Asentamiento

El asentamiento en langostas corresponde al momento en su ciclo de vida donde se asientan en el sustrato, dejando de ser una larva planctónica pasando a un estado juvenil bentónico (Palma *et al.*, 2011).

Jasus frontalis

Palma *et al.* (2011) menciona que el asentamiento de esta especie se encuentra confinado a las tres islas que componen el archipiélago (Robinson Crusoe, Alejandro Selkirk y Santa Clara) e Islas Desventuradas (aprox. 600 km al norte). Porobic *et al.* (2012) comenta que los niveles de asentamiento varían en función a la variación interanual de los niveles de conectividad-retención entre las islas del AJF.

Jasus edwardsii

Phillips *et al.* (1994) señalan el nivel de asentamiento es la principal determinante del reclutamiento. Booth (1979) describe que el principal periodo de asentamiento ocurre durante diciembre a julio, con puerulus de 14-23 meses de edad, siendo los máximos en enero-febrero y abril-junio. Esta estacionalidad en el asentamiento estaría explicada por factores oceanográficos, como las corrientes marinas y aumentos en la mortalidad natural.

Jasus lalandii

Pollock (1973) describe que las larvas de puerulus se encuentran en la costa en mayor número durante diciembre-abril y con un asentamiento en profundidades de 10 m o menos entre los lechos de algas.

4.1.5.3 Reproducción

4.1.5.3.1 Función de Portación

Los trabajos que abordan aspectos reproductivos de distintas especies de *Jasus* sp. utilizan la función de portación como el número de huevos portados por hembras a una talla determinada, expresada a menudo como proporción respecto a las hembras totales.

Jasus frontalis

El trabajo de Arana *et al.* (1985) describe que entre julio y febrero las hembras de *Jasus frontalis* portan huevos, siendo entre octubre y diciembre la máxima incidencia de estas. Ernst *et al.* (2013) señalan una disminución de la proporción de hembras portadoras según avanza la temporada en el subsistema Robinson Crusoe-Santa Clara en 2011 y 2012 con un 58% y 50% de hembras portadoras en octubre hasta un 10% en febrero, marzo y abril. Para el subsistema Alejandro Selkirk el patrón es similar, con un 20% de hembras portadoras en octubre y un posterior descenso hasta valores menores al 10% desde enero hasta abril. Para el año 2018 la situación se mantiene similar, en el subsistema Robinson Crusoe a inicios de la temporada la proporción de hembras portadoras es mayor y desde enero esta proporción presenta una considerable disminución. Se menciona que entre los 90 y 100 mm de longitud están los mayores porcentajes de hembras portadoras, disminuyendo hacia tallas menores.

Jasus lalandii

Se describe que la madurez sexual ocurre a los 65 mm en hembras y a los 70 mm en machos (Pollock, 1986; Heydorn, 1965).

4.1.5.3.2 Función Madurez

Se utiliza como indicador de madurez la presencia de setas ovígeras en los pleópodos de las hembras y en machos el número de espermatozoides (Arana *et al.*, 1985).

Jasus frontalis

Arana *et al.* (1985) son los primeros en describir que la talla de primera madurez sexual es de 77 mm en hembras, mientras que para machos es de 78 mm de longitud del cefalotórax. Ernst *et al.* (2012) menciona la dificultad de la construcción de una ojiva de madurez dada la asincronía en los periodos de portación de las diferentes tallas y subsistemas, encontrando que las tallas del 50% de madurez en Robinson Crusoe - Santa Clara y Selkirk son de 72.2 y 74.8 mm, respectivamente (Tabla 20).

Jasus edwardsii

Annala (1980) utilizó como criterio de la talla de primera madurez sexual en hembras como el tamaño o clase donde el 50 % de las muestras de langosta están maduras. Esto resultó ser variable espacialmente, desde 72 mm hasta 121 mm de longitud del caparazón. Observaron una relación inversa con la temperatura, madurando a una edad menor en lugares con temperaturas superiores. MacDiarmid (1989) reporta 87.5 mm como la talla de primera madurez sexual. Similar a lo mostrado por Hobday & Ryan (1997) donde contrastaron esta variable en dos zonas geográficamente separadas al sur de Australia, dando un resultado de 90 mm en la zona oeste y 112 mm en la zona este. Gardner *et al.* (2006) señaló que la talla de primera madurez fue desde 59 mm a 112 mm de largo del caparazón, existiendo una disminución de la talla de norte a sur. Las variaciones en la talla de madurez también están influenciadas por factores como la temperatura, profundidad, densidad y disponibilidad de alimento. En el trabajo

de Smith & Ritar (2007) indican que la talla de primera madurez también se vuelve menor en ejemplares que se encuentran en cautiverio, siendo de 62.5 mm de largo del caparazón (Tabla 20).

Jasus lalandii

Pollock & Beyers (1981) encontró que para *Jasus lalandii* la edad de primera madurez sexual es aproximadamente 66 mm. Beyers *et al.* (1987) describieron una variabilidad espacial de norte a sur en la madurez sexual, siendo desde 70 mm hasta 57 mm (Tabla 20).

Tabla 20
Resumen de información de talla de primera madurez (mm) para langostas hembra (H) y macho (M) del género *Jasus*.

Especie	Talla primera madurez	Referencias
<i>J. frontalis</i>	H=77	Arana <i>et al.</i> , 1985
<i>J. frontalis</i>	H= 78	Arana <i>et al.</i> , 1985
<i>J. frontalis</i>	H= 72.2 (RC-SC) H= 74.2 (AS)	Ernst <i>et al.</i> , 2012
<i>J. edwardsii</i>	72-121	Annalla <i>et al.</i> , 1980
<i>J. edwardsii</i>	H= 87.5 y M= 92.6	MacDiarmid, 1989
<i>J. edwardsii</i>	H= 90 - 112 (diferencias espaciales)	Hobday & Ryan, 1997
<i>J. edwardsii</i>	H= 59 - 112	Gardner <i>et al.</i> , 2006
<i>J. edwardsii</i>	H= 62.5 (langostas en cautiverio)	Smith & Ritar, 2007
<i>J. lalandii</i>	H= 66	Pollock <i>et al.</i> , 1981
<i>J. lalandii</i>	H= 57 – 70 mm (diferencias espaciales)	Beyers & Goosen, 1987

4.1.5.3 Fecundidad

Las estimaciones de la fecundidad se refieren al estimado del potencial reproductivo como el número total de huevos producidos, esto se considera como el potencial reproductivo de una hembra ovígera (Arana *et al.*, 1985).

Jasus frontalis

En machos existe una etapa de reposo sexual entre junio y agosto mientras que de septiembre a mayo ocurre la actividad reproductiva, en cada desove una hembra ovífera aporta aproximadamente 200 mil huevos, siendo las hembras de longitud cefalotorácica comprendida entre los 85 y 99 mm las que más contribuyen en la renovación de la población (Arana *et al.*, 1985) (Tabla 21).

Jasus edwardsii

Esta especie se reproduce entre abril a noviembre y en toda su área de distribución, donde el apareamiento ocurre desde abril hasta julio, con un periodo de incubación de 3 a 4 meses (MacDiarmid, 1989). Existe una correlación positiva entre el peso total de los huevos cargados y el incremento en la longitud del caparazón. La tasa de incremento en la fecundidad fue mayor en hembras pequeñas que grandes, relacionando la fecundidad con el tamaño (Kensler, 1967).

Se ha reportado que en hembras entre los 74 a 157 mm de largo de caparazón su fecundidad fue de 37499 a 407032 huevos, se menciona que a la misma talla la fecundidad es generalmente menor que en otras especies cercanas (*J. frontalis*, *J. lalandii*) (Annala & Bycroft, 1987). Linnane *et al.* (2008b) señala que por hembra la cantidad de huevos aumenta desde 45292 hasta 466800 huevos, lo que incrementan en función del tamaño (Tabla 21).

Jasus lalandii

Se menciona en los trabajos de Beyers & Goosen (1987) que la fecundidad de esta especie varía regionalmente y en función de la tasa de crecimiento, con un conteo medio de huevos por gramo del peso de 16333 y con un diámetro del huevo de 0.6 a 0.83 mm. Heydorn (1965) describe que la fecundidad entre 59-101 mm tienen como mínimo y máximo de 32800 a 180252 huevos, mientras que Pollock (1986) menciona que el número de huevos está relacionado con el tamaño, dando como ejemplo una hembra de 89 mm puede cargar cerca de 190000 huevos (Tabla 21).

Tabla 21
Resumen de información sobre fecundidad de langostas del género *Jasus* sp.

Especie	Número de huevos	Intervalo de tallas (mm)	Referencias
<i>J. frontalis</i>	200000	75 – 114	Arana <i>et al.</i> , 1985
<i>J. edwardsii</i>	43918 - 660156	97 – 156	Green <i>et al.</i> , 2009
<i>J. edwardsii</i>	125000 - 422000	90 – 130	MacDiarmid, 1989
<i>J. edwardsii</i>	45292-466800	90 – 141.3	Linnane <i>et al.</i> , 2008b
<i>J. lalandii</i>	1633 huevos por gramo	60 – 99	Beyers & Goosen, 1987
<i>J. lalandii</i>	190000	89	Pollock, 1986

4.1.5.4 Ciclo de vida

Las langostas poseen un complejo ciclo de vida con diferentes estadios, que ocupan a su vez diferentes hábitats (Childress *et al.*, 2006 libro de langostas Phillips). Comenzando con la fecundación por la esperma almacenada, cuando los huevos son extruidos por la hembra, criando embriones de forma externa durante varios meses. Las larvas planctónicas eclosionan y se mantienen en el plancton durante meses. Ahí metamorfosean hacia una postlarva que finalmente se asienta, muda a un juvenil y adopta una distribución bentónica, llevando una extensa fase adulta (Wahle & Fogarty, 2006).

Jasus frontalis

J. frontalis, al igual que especies del mismo género, presentan sólo un proceso reproductivo al año caracterizado por la liberación de un gran número de larvas. Posterior a esta liberación las larvas planctónicas permanecen en el plancton por un período aproximado de 12 meses (Arana, 1987; Dupré & Guisado, 1996). La historia de vida temprana de *J. frontalis* comienza con la liberación larval en zonas cercanas a la costa, las que se desarrollan hasta alcanzar la última metamorfosis en aguas oceánicas (estadio puerulus) antes del asentamiento (Booth, 1994; Chiswell *et al.*, 1999; George, 2005; MacDiarmid & Sainte-Marie, 2006). Durante toda la fase larval pelágica esta especie pasa por 14 estadios (Báez, 1973) antes de asentarse y pasar a los estadios bentónicos (Dupré & Guisado, 1996; George, 2005; MacDiarmid & Sainte-Marie, 2006) (Tabla 22).

Jasus edwardsii

Existe una estacionalidad en los ciclos reproductivos y de muda de los adultos de *J. edwardsii*, con un desfase de seis meses en los ciclos de muda de los machos y las hembras (MacDiarmid, 1989). Los machos experimentan ecdisis en primavera, entre octubre y noviembre. La ecdisis de las hembras se produce en otoño (entre abril y junio) y el apareamiento se produce poco después (MacDiarmid, 1989). Las hembras incuban sus huevos durante 3-4 meses durante el

invierno y las larvas eclosionan a principios de la primavera, entre septiembre y octubre (MacDiarmid, 1989) (Tabla 22).

Jasus lalandii

Los machos depositan una masa espermatófora de corta duración y las hembras extruyen inmediatamente los huevos maduros (MacDiarmid & Kittaka 2000). Las hembras llevan una sola masa de huevos de pequeño tamaño al año y, tras una incubación de 3 a 6 meses (Quackenbush 1994; Kittaka *et al.*, 1997), las larvas comienzan un periodo pelágico de 9 a 22 meses (Roscoe, 1979; Booth & Phillips, 1994), existiendo una amplia dispersión durante su fase larval antes del asentamiento (Beyers & Goosen, 1987) (Tabla 22).

Tabla 22
Resumen de aspectos del ciclo de vida de langostas del género *Jasus*.

Especie	Edad (años) desde eclosión hasta la madurez	Desoves por año	Periodo de incubación (meses)	Número de estadios larvales	Periodo larval (meses)	Periodo puerulus (días)
<i>J. frontalis</i>		1	4-6			
<i>J. edwardsii</i>	5-11	1	4-6	15-17	12-22 7-9	>70 19
<i>J. lalandii</i>	5-6	1	4-6	17	9-10 14-18 10	>31

4.1.5.5 Relación talla peso

Jasus frontalis

La relación talla–peso obtenida de antecedentes biológicos directos de la pesquería es clave para complementar información pesquera y en la implementación de modelos de dinámica poblacional. El programa de seguimiento de la pesquería de crustáceos del AJF ha trabajado sobre dicha relación morfométrica de la langosta de Juan Fernández, organizado su relación talla-peso por sexos y de modo espacialmente genérico. Las diferentes dificultades asociadas con la medición del peso individual a bordo de las embarcaciones, ha requerido la utilización de información histórica, especialmente de las temporadas 2011/12, 2012/13 y 2013/14 (Ernst *et al.*, 2015) en combinación con muestreos independientes de langostas comerciales realizados en viveros antes de su exportación (Ernst *et al.*, 2020). La talla medida de cada langosta corresponde a la longitud cefalotorácica (LC), la cual es medida desde la base de las antenas hasta el borde posterior del cefalotórax (Ernst *et al.*, 2010b). Ernst *et al.* (2020) han detectado que la relación talla–peso por sexo y para todo el dominio de estudio sugiere hembras tanto portadoras como no–portadoras con mayor peso a la talla que los machos. Así, una hembra de 115 mm LC debería pesar alrededor de 746 g, y un macho para la misma talla 678 g mientras ambos sexos agrupados alrededor de 718 g. También han documentado el valor de los parámetros alométricos “a” y “b” estimados para hembras (H), machos (M) y sexos agrupados (A), indicando valores de a = 0.00317 (H), 0.00102 (M) y 0.00258 (A) respectivamente, mientras b = 2.607 (H), 2.826 (M) y 2.644 (A; Figura 25). Arana & Olate (2000), por su parte, indican que a = 0.0034 (H), 0.0017 (M) y b = 2.6597 (H), 2.7830 (M) (Figura 44, Tabla 23)

Jasus lalandii

Para *Jasus lalandii* las regresiones de talla y peso fueron aproximadas por Heydorn (1969), indicando que las hembras de la misma talla de caparazón presentaron un peso de la cola más alto que los machos independientemente de la época del año en que las langostas fueran capturadas. Heydorn (1969) también detectó que hubo un aumento cuantificable en el peso relativo de la cola con el tamaño en hembras, mientras que en los machos más grandes hubo una disminución en el peso de la cola en relación con el peso total corporal.

Jasus tristani

Regresiones de talla–peso para *Jasus tristani* han sido previamente abordadas por Roscoe (1979). A partir de estas regresiones identificó que el peso de la cola correspondió al 30% del peso total de una langosta, y que la cola de las hembras era más pesada que las colas de los machos de la misma talla. A partir de esta información, Glass (2014), realizó algunas actualizaciones sobre la relación entre talla–peso (Tabla 23) y detectó otras relaciones como las descritas anteriormente para *J. lalandii* con propósitos de elaborar un factor de conversión del peso de la cola referente a una representación completa del individuo, generando información para el manejo de especies que presenten algún procesamiento a bordo y que requieren una aproximación de las medidas morfométricas del individuo completo. Si bien estas estimaciones son aproximaciones claves para esos espacios y para las pesquerías de *J. lalandii* y *J. tristani*, en el archipiélago Juan Fernández no serían necesarias, ya que no hay precedentes de prácticas de procesamiento primario a bordo de las embarcaciones artesanales.

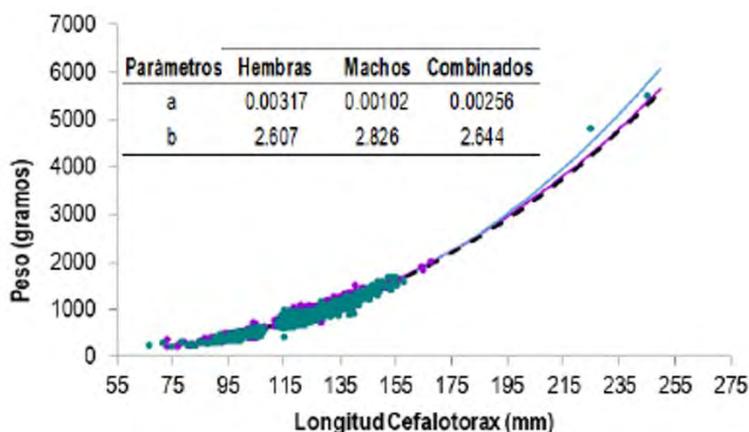


Figura 44 Relación talla–peso histórico (datos recolectados a partir de varias temporadas) con los parámetros de la relación alométrica. Hembras en morado, machos en verde y la línea segmentada corresponde a la relación genérica de ambos sexos (Tomado de Ernst *et al.*, 2020).

Tabla 23
Relación talla–peso para distintas especies congénicas de langostas.

Especie	Relación talla - peso	Sexo	Tamaño muestra	Intervalo tallas	Autor/es	Sistema
<i>J. frontalis</i>	$W(g) = 0.0017 CL (mm)^{2.7830}$	M			Arana & Olate, 2000	AJF, Chile
	$W(g) = 0.0034 CL (mm)^{2.6597}$	H				
<i>J. frontalis</i>	$W(g) = 0.00102 CL (mm)^{2.826}$	M	4685	66.5 - 245	Ernst <i>et al.</i> , 2020	AJF, Chile
	$W(g) = 0.00317 CL (mm)^{2.607}$	H	4908	73.2 - 167.6		
	$W(g) = 0.00258 CL (mm)^{2.644}$	Ambos	9593	66.5 - 245		

<i>J. lalandii</i>	$W(g) = 0.0015 \text{ CL (mm)}^{2.7663}$	Ambos	Beyers, 1979	Sudáfrica
<i>J. lalandii</i>	$W(g) = 0.0011 \text{ CL (mm)}^{2.8214}$	Ambos	Grobler & Noli-Peard, 1997	Namibia
	$W(g) = 0.00059 \text{ CL (mm)}^{2.9667}$	M	Glass, 2014	
<i>J. tristani</i>	$W(g) = 0.00070 \text{ CL (mm)}^{2.9377}$	H		Archipiélago Tristán da Cunha
	$W(g) = 0.00073 \text{ CL (mm)}^{2.9215}$	Ambos		

4.1.5.6 Mortalidad Natural (M)

Jasus frontalis

Hasta ahora diferentes ejercicios de evaluación de stock de la langosta de Juan Fernández han sido basados en supuestos cuyos modelos asumen un estado de equilibrio pesquero-poblacional y consideran a la población de *Jasus frontalis* cerrada y sin conectividad entre ellas, además de la utilización del parámetro de mortalidad natural (M) constante. Métodos de análisis de clases de talla (distribución de frecuencia de tallas) y experimentos de marcaje y recaptura han permitido la estimación de la mortalidad natural para la langosta de Juan Fernández alrededor de 0.1 y 0.18 independiente de los distintos años y clases de talla (Díaz & Arana, 1987; Arana & Olate, 2000). Trabajos de Porobic (2013) y Manríquez (2016) han asumido valores de mortalidad natural, debido a la dificultad técnica que significa obtener este parámetro a partir de la modelación de datos observados (Ernst *et al.*, 2010b). De esta forma, el uso de mortalidad natural igual a 0.18 y entre 0.12 – 0.6 respectivamente han sido principalmente basados en la literatura de especies congénicas de *J. frontalis* (*J. edwardsii*, *J. lalandii* y *J. tristani*). Ernst *et al.* (2010b) mediante un proceso de estimación de parámetros a través del modelo de Brownie para datos de marcaje/recaptura tuvieron que fijar las tasas de mortalidad natural en tres valores probables: 0.05, 0.1 y 0.15 dado la naturaleza de la información y en base a estos rangos un análisis indirecto-bioanalógico permitió conocer el valor estimado de M entre 0.07 y 0.25, sugiriendo que estos bajos valores indican que esta pesquería depende fuertemente de sus reclutamientos. Otros rangos de valores son reportados a partir de literatura para el género *Jasus* en la Tabla 24.

Tabla 24

Valores del parámetro de mortalidad natural para las especies del género *Jasus*. H y M corresponden a hembras y machos.

Especie	Mortalidad Natural (M)	Sexo	Autor	Sistema	Método de estimación
<i>J. frontalis</i>	0.12	H	Arana & Olate, 2000	AJF, Chile	Beverton & Holt (1956)
	0.12	M			
<i>J. frontalis</i>	0.7	H	Arana & Olate, 2000	AJF, Chile	Taylor (1958)
	0.7	M			
<i>J. frontalis</i>	0.17	H	Arana & Olate, 2000	AJF, Chile	Alverson & Camey (1958)
	0.18	M			
<i>J. frontalis</i>	0.2	H	Arana & Olate, 2000	AJF, Chile	Rikhter & Efanov (1976)
	0.2	M			
<i>J. frontalis</i>	0.24	H	Arana & Olate, 2000	AJF, Chile	Roff (1984)
	0.24	M			
<i>J. frontalis</i>	0.16	H	Díaz & Arana, 1985	AJF, Chile	Pauly (1980); Rikhter & Efanov (1976)
	0.21	M			
	0.18	Ambos			
<i>J. frontalis</i>	0.05 - 0.1 - 0.15	Ambos	Ernst <i>et al.</i> , 2010	AJF, Chile	aproximado por literatura
<i>J. frontalis</i>	0.12 - 0.6	Ambos	Manríquez, 2016	AJF, Chile	aproximado por literatura
<i>J. frontalis</i>	0.18	Ambos	Porobic, 2013	AJF, Chile	aproximado por literatura
<i>J. edwardsii</i>	0.1	Ambos	Punt <i>et al.</i> , 1997	Tasmania, Australia	Asume valor
<i>J. edwardsii</i>	0.1	H	Punt <i>et al.</i> , 2006	Victoria, Australia	Asume valor
	0.1	M			
<i>J. edwardsii</i>	0.00 - 0.02	H	Frusher & Hoenig, 2001	Tasmania, Australia	Marcaje y recaptura
<i>J. edwardsii</i>	0.1	Ambos	Annala, 1980	Nueva Zelanda	Asume valor
<i>J. edwardsii</i>	0.1	Ambos	Saila <i>et al.</i> , 1979	Nueva Zelanda	Asume valor
<i>J. tristani</i>	0.05 - 0.1	H	Bergh & Johnston, 1992	Sudáfrica	estimado
	0.05 - 0.1	M			estimado
	0.075	Ambos			Asume valor
<i>J. lalandii</i>	0.05 - 0.12	Ambos	Johnston & Berg, 1993	Sudáfrica	Asume valor
<i>J. lalandii</i>	0.075	Ambos	Bergh & Johnston, 1992	Sudáfrica	Asume valor

4.1.6 Ecosistema de Juan Fernández y coyuntura actual:

La plataforma marina insular del archipiélago Juan Fernández posee numerosos accidentes geomorfológicos dado por abundantes arrecifes rocosos (Tapia *et al.*, in review). Recientes estudios, han indicado a estos espacios marinos como hábitats esenciales en la distribución de las comunidades bento–demersales de la zona, donde aspectos ecológicos fueron caracterizados para el grupo de organismos sésiles, de invertebrados móviles y peces (Ernst *et al.*, 2022). La caracterización ecológica se llevó a cabo en tres regiones que fueron clasificadas referentes a los vientos y oleajes imperantes del SO que han consolidado a esta misma región como un área expuesta (Friedlander *et al.*, 2016). Muestreos de buceo llevados a cabo durante los años 2014, 2017 y 2020, detectaron mayor riqueza y cobertura de especies en una región expuesta y semiexpuesta de la plataforma marina. La región protegida, en cambio, presentó la menor riqueza y cobertura.

Una situación que ha estado generando preocupación, ha sido el aumento de blanqueamiento de sustratos rocosos alrededor de las islas Robinson Crusoe y Santa Clara (Figura 45), lo que podría estar directamente correlacionado con el aumento en la abundancia de invertebrados móviles (Figura 46), y especialmente con el aumento del erizo de espina larga (*Centrostephanus sp.*). Ernst *et al.*, (2020) indican que el aumento explosivo de la población de erizos (*Centrostephanus sp.*) ha tomado especial atención en los diferentes actores de la pesquería, ya que ha sido sustancialmente notorio el aumento como fauna acompañante en las trampas de langostas llegando incluso a constituir un 85% en las islas Robinson Crusoe y Santa Clara, presentando una importante distribución alrededor de las islas (Figura 47).

Hallazgos a partir de modelos ecosistémicos empleados en la dorsal de Juan Fernández (modelo Atlantis) sugieren que la alta tasa de explotación histórica a la que fueron sometidas las langostas más grandes pudo conducir al crecimiento poblacional de erizos (Porobic *et al.*, 2019). Así, langostas adultas se reportan como especies claves en el control del crecimiento de abundancia poblacional de erizos mediante un mecanismo de control tipo top–down (Lings *et al.*, 2009). En otros ecosistemas se detectó que el control que establecen las langostas sobre los erizos detiene el efecto de sobrepastoreo en macroalgas, y con ello disminuyen las probabilidades del blanqueamiento del sustrato rocoso evitando cambios extremos en la estructura del ecosistema (Lings *et al.*, 2009). Entre los diferentes roles que proporcionan los bosques de macroalgas o kelps, uno clave está vinculado con su estructura como un espacio heterogéneo de alimentación, de refugio y de reclutamiento para las especies.

Así lo plantean Hinojosa *et al.* (2015), quienes documentaron que los bosques submarinos de Tasmania son esenciales para el asentamiento y supervivencia de tempranos estadíos de la langosta *J. edwardsii* ya que estos espacios marinos proveen sitios de alimentación, refugio y de reclutamiento para esta especie de gran interés comercial. Aunque de momento el aumento de erizos no es suficiente para causar importantes efectos sobre otros grupos, Porobic *et al.* (2019) recomiendan precaución ante una presión adicional que conduzca al ecosistema hacia un cambio de régimen. Esta situación de posible desbalance en la que se encontraría el ecosistema, sin duda sugiere tomar decisiones precautorias basadas en la conservación, entendiendo a su vez la importancia de conducir la sustentabilidad de la pesquería como un sistema socio–ecológico integrado.

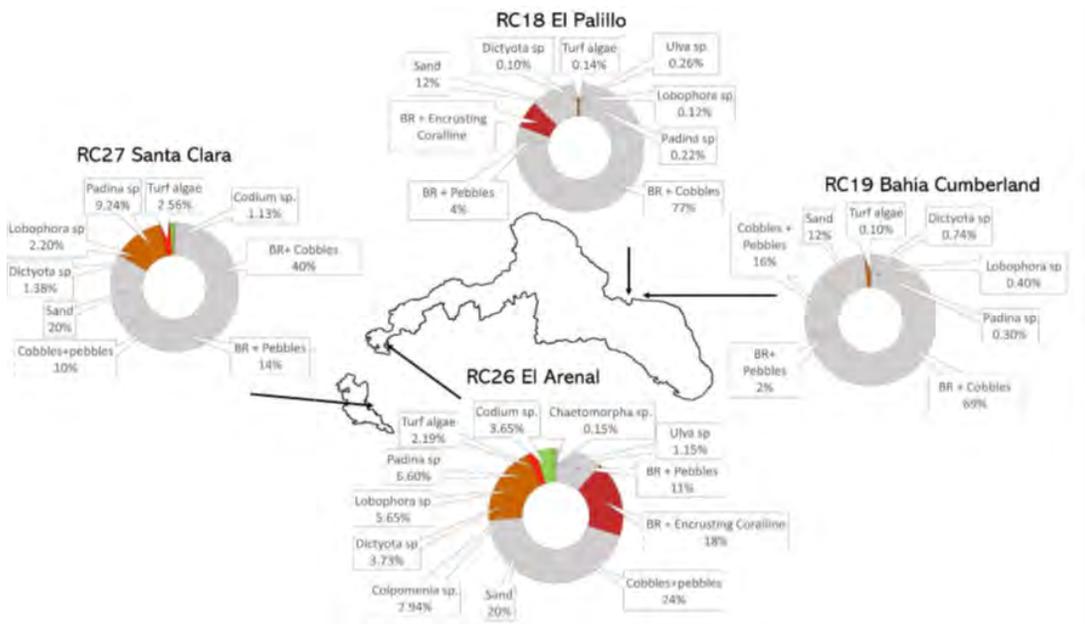


Figura 45 Promedio porcentual de cobertura de organismos sésiles y sustratos identificados el año 2014 en las regiones protegida, semiexpuesta y expuesta (hasta 20 m de profundidad). Br corresponde a rocas desnudas (Tomado de Ernst *et al.*, 2022).

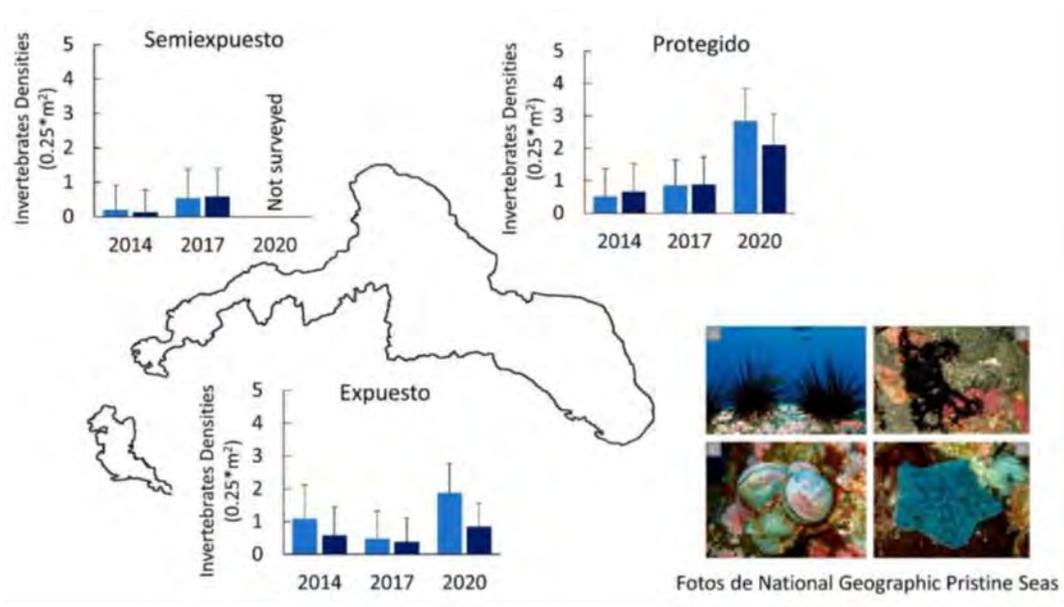


Figura 46 Densidad de invertebrados móviles a escala espacial: semiexpuesto, protegido y expuesto; y a escala temporal: 2014, 2017 y 2020. Color azul claro y color azul oscuro correspondió a la profundidad somera (10 m) y a la profundidad menos somera (20 m). (Tomado de Ernst *et al.*, 2022).

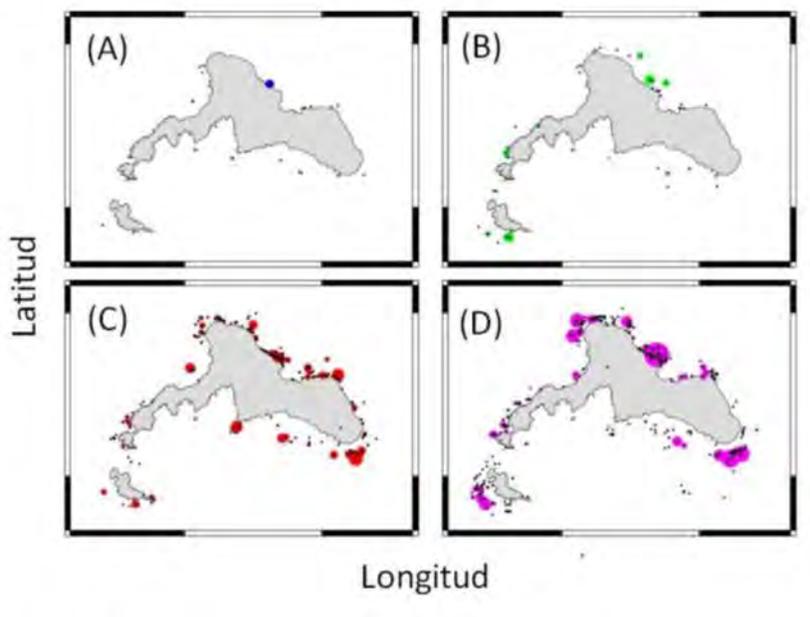


Figura 47 Distribución de la densidad de erizos (*Centrostephanus* sp.) a partir del registro en trampas de langosta alrededor de las Islas Robinson Crusoe y Santa Clara durante los años 2016 (A), 2017 (B), 2018 (C) y 2019 (D). El tamaño de las circunferencias indica la abundancia respecto del mismo año. En el panel A y B, sin embargo, se han amplificado por dos dado la baja abundancia exhibida durante esos años (registros por observadores científicos a bordo a través del programa de monitoreo; (Tomado de Ernst *et al.*, 2020).

4.1.7 Modelo Conceptual de la estructuración poblacional de la langosta de Juan Fernández

De acuerdo a la historia de vida de la langosta de Juan Fernández, esta es una especie meroplánctónica con una extensa fase larvaria (12-18 meses, Palma *et al.*, 2011) y una posterior fase bentónica que se extiende por resto de su vida en los fondos rocosos de las plataformas insulares entre el submareal y los 150 metros de profundidad (Arana, 1997; Ernst *et al.*, 2013, Ernst *et al.*, 2018). Dada la geografía que alberga a esta especie y a numerosos proyectos de investigación y de seguimiento de la langosta de Juan Fernández, se puede constatar que su distribución se encuentra acotada a la plataforma insular de cinco (5) islas oceánicas chilenas del Pacífico Oriental (Alejandro Selkirk, Robinson Crusoe, Santa Clara, San Ambrosio y San Félix, Arana *et al.*, 1983; Arana, 1997; Ernst *et al.*, 2013; Porobic *et al.*, 2013). Sólo las plataformas insulares de las islas Robinson Crusoe y Santa Clara (archipiélago Juan Fernández) y la de las islas San Ambrosio y San Félix (archipiélago de las Desventuradas) se encuentran conectadas, a una profundidad suficientemente somera para que exista una distribución continua del recurso en este paisaje marino (batimetría obtenida a partir del Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile, Porobic *et al.*, 2013). De esta forma no existe conectividad bentónica entre las islas Alejandro Selkirk y las islas Robinson Crusoe-Santa Clara (distantes a 176 km), ni entre ellas con las islas del archipiélago de las Desventuradas (819 km), debido a la discontinuidad batimétrica. Trabajos

recientes con técnicas genéticas de vanguardia (Porobic et al., 2013, y en especial Rojas-Araos et al., 2024) sugieren que existiría un distintivo distanciamiento genético entre los ejemplares (Figura 48), pero no entre los ejemplares del archipiélago Juan Fernández. Esto indicaría que existe una mayor conectividad larvaria al interior del archipiélago Juan Fernández respecto de la conectividad entre archipiélagos.

En consecuencia, los hallazgos de Rojas-Araos et al. (2024) motivaron la implementación de un modelo biofísico, siguiendo los trabajos de Porobic et al. (2011) y Porobic et al. (2019), que permitiera comprender de mejor forma el patrón de conectividad larvaria existente entre estos 3 subsistemas (AS, RC-SC e ID). Rojas-Araos et al. (2024), en la Figura 49 demuestran mediante modelación biofísica que existe un importante flujo de propágulos desde RC-SC hacia AS, pero no viceversa. En este mismo trabajo se describe una baja conectividad entre RC-SC e ID, siendo sin embargo positiva hacia el norte (desde RC-SC hacia ID). Estos resultados estarían sugiriendo que tanto AS como ID serían subpoblaciones sumidero de RC-SC, pero en niveles medios a bajo, y en un ambiente donde predominarían la retención local motivada por giros ciclónicos (Figura 50).

Estos resultados estarían demostrando por un lado una diferenciación genética entre el stock de ID y los stocks del archipiélago Juan Fernández por un lado y una conectividad larvaria media-baja al interior de este último archipiélago. Además, recordando la incomunicación de los stocks bentónicos en los 3 subsistemas, se plantea que desde un punto de vista poblacional estos 3 subsistemas deban ser estudiados y manejados como 3 unidades independientes de pesquería.

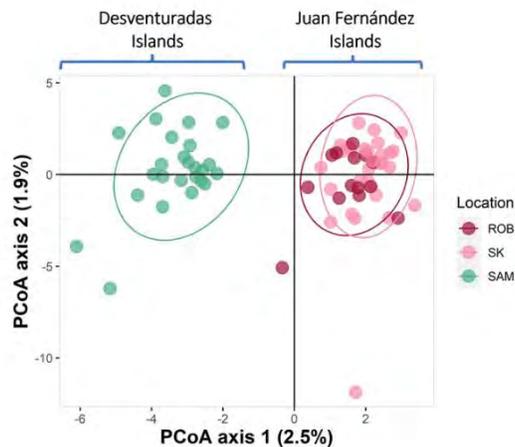


Figura 48 Análisis de coordenadas principales (PCoA) realizado con langosta *J. frontalis* con datos obtenidos de la isla Robinson Crusoe (ROB), la isla San Ambrosio (SAM), y la isla Alejandro Selkirk (SK). Extraído de Rojas-Araos et al. (2024).

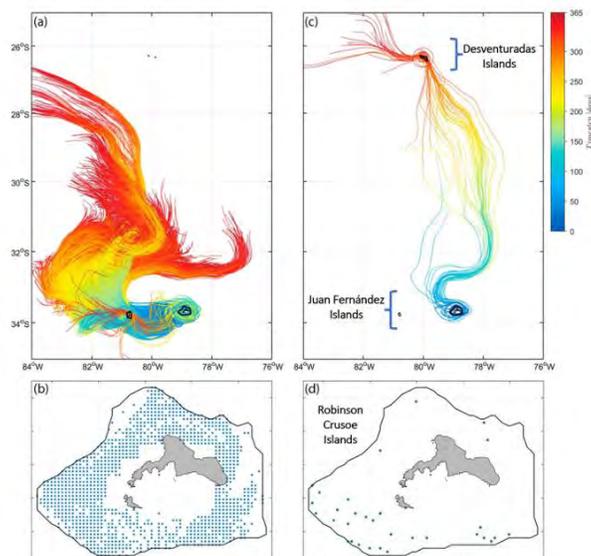


Figura 49 Trayectoria de a) partículas liberadas en la isla Robinson Crusoe y transportadas a través del área de asentamiento de Alejandro Selkirk de noviembre a abril, c) Partículas liberadas en la isla Robinson Crusoe y transportadas a través del área de asentamiento de la isla San Ambrosio de noviembre a abril. La barra de color de la trayectoria de las partículas indica el tiempo de transporte de las partículas (días). Los dos paneles inferiores corresponden a las posiciones de liberación de partículas exitosas conectadas a b) Isla Alejandro Selkirk y d) Isla San Ambrosio. Extraído de Rojas-Araos *et al.* (2024).

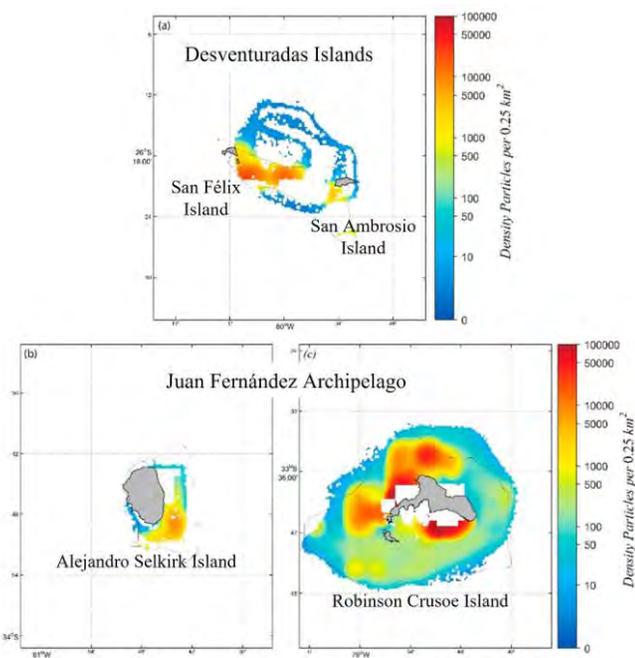


Figura 50 Los mapas de colores representan las partículas retenidas encontradas en regiones de 0.250 km por 0.250 km en a) la isla San Ambrosio, b) la isla Alejandro Selkirk y c) Robinson Isla Crusoe. Las unidades correspondieron a partículas por 0.025 km².

4.2 Objetivo 2 Evaluar posibles metodologías disponibles para establecer e implementar el procedimiento de evaluación de stock de langosta de Juan Fernández considerando los subsistemas Robinson Crusoe, Alejandro Selkirk y Desventuradas.

4.2.1 Metodología de Evaluación de Stock

En Robinson Crusoe – Santa Clara, Alejandro Selkirk e Islas Desventuradas, se examinaron 49 métodos de evaluación de stock para la pesca de la langosta. De todas las metodologías exploradas 4 fueron descartadas debido a la falta de asociación con el modo operacional de la pesquería de la langosta y/o el sistema en estudio local, e.g., métodos basados en zonas dentro y fuera de áreas o reservas marinas protegidas y para pesquerías de arrecife de corales. En cuanto a las distintas metodologías de evaluación disponibles para la pesquería de *Jasus frontalis* en torno a los subsistemas Robinson Crusoe – Santa Clara, Alejandro Selkirk e Islas Desventuradas, se decidió abordarlas por subsistema como primera aproximación.

4.2.1.1 Archipiélago Juan Fernández

Basado en la información disponible para el archipiélago Juan Fernández (Robinson Crusoe - Santa Clara y Alejandro Selkirk) 44 metodologías fueron sugeridas a través del programa FishPath, de las cuales, y en base al nivel de evaluación 4 fueron categorizadas de alto nivel, 25 de nivel intermedio, 4 de nivel bajo y 11 fueron consideradas como preevaluación. Los métodos con alto nivel de evaluación correspondieron a modelos de dinámica poblacional y fueron seleccionados como los métodos más adecuados a implementar. Igualmente se seleccionaron otros métodos con menor nivel de evaluación, reportados en la Tabla 25.

4.2.1.2 Archipiélago Islas Desventuradas

A partir de la información disponible para el sistema de Islas Desventuradas 29 metodologías fueron habilitadas por FishPath, de las cuales, y en base al nivel de evaluación 14 fueron categorizadas como nivel medio, 4 de nivel bajo y 11 como preevaluaciones. Metodologías de evaluación de alto nivel no fueron habilitadas por la plataforma para este sistema, debido a limitaciones y potenciales sesgos de la información con la que se dispone (Tabla 25). Las principales diferencias en la cantidad de métodos disponible referente al archipiélago Juan Fernández se debe a los sesgos en la cobertura espaciotemporal que pueden detectarse en los datos de capturas y de estructura de tallas. El acceso limitado y el bajo tamaño muestral registrado por los observadores a bordo se asocia a los sesgos descritos.

Tabla 25

Metodologías de evaluación con datos limitados disponibles para la langosta de Juan Fernández (*Jasus frontalis*) en los archipiélagos Juan Fernández e Islas Desventuradas.

Métodos basados en modelos de población dinámica			Sistema	
Método	Inputs / outputs	Consideraciones/advertencias	JF	ID
1) Modelos de Producción	Serie continua de capturas, índice de abundancia, r , K / RMS, abundancia, tasa de explotación	La calidad y cantidad de los datos influye en el rendimiento del modelo (Ej. los cambios operacionales pueden ser un problema si no se estandarizan las series de CPUE). Este modelo no funciona bien cuando hay falta de contraste en los datos. Existen algunos modelos de producción que asumen condiciones de equilibrio a pesar de que existan fluctuaciones en las capturas. Por tanto, se deben considerarse con gran precaución porque conllevan fuertes supuestos de compensación de la población y, en consecuencia, del rendimiento sostenible.	SI	NO
2) Age Structured Integrated Models (ASIM)	Datos de captura-edad o captura-talla, índice de abundancia y aspectos biológicos (crecimiento, madurez, reclutamiento, mortalidad) / Límite de captura, explotación pesquera, estado del stock.	Cualquiera de los métodos que comprenden a esta categoría deben considerar las posibles fuentes de incertidumbres provenientes de la mortalidad natural (M), compensación del reclutamiento y la variabilidad del reclutamiento ya que actualmente no se cuentan con una estimación precisa de estos parámetros (parámetros derivados de especies relacionadas taxonómicamente u obtenido de opinión experta).	SI	NO
3) Extended Simple Stock Synthesis (XSSS)	Captura, índice de abundancia, aspectos biológicos (talla-peso, fecundidad, madurez, selectividad) / biomasa, estado del stock, mortalidad por pesca	Siempre tener en cuenta que, si se interpretan las series de tiempo, los cambios temporales en una pesquería pueden comprometer la interpretación de los datos dependientes de la pesquería. Por otro lado, las medidas absolutas son más informativas que las medidas relativas de la abundancia, las cuales requieren una serie temporal para interpretar la tendencia de la abundancia dado que la capturabilidad es, por definición, desconocida. Por otro lado, este método asume que no hay variabilidad en el reclutamiento.	SI	NO
4) Extended Depletion-Based Stock Reduction Analysis (XDB-SRA)	Serie de capturas, tasa de mortalidad natural, edad de madurez, índice de abundancia / biomasa, RMS, mortalidad por pesca	Las medidas absolutas son más informativas que las medidas relativas de la abundancia, las cuales requieren una serie temporal para interpretar la tendencia de la abundancia dado que la capturabilidad es, por definición, desconocida. Por otro lado, este método asume que no hay variabilidad en el reclutamiento.	SI	NO
5) Catch Only Model – Sampling Importance Resampling Model (COM-SIR)	Serie de capturas y resiliencia / B/BRMS	El modelo puede ser sensible a los cambios en la dinámica de las capturas (Ej. debido a la gestión). Si esto ocurre, se puede optar por ajustar el modelo solo a la serie de capturas previo a la implementación de la gestión. Asume que la dinámica de la biomasa y de las capturas (ej. esfuerzo pesquero) se rigen por la ecuación de Schaefer. Además, el método implica una relación logística entre la biomasa y la proporción de la biomasa extraída por la pesca. Asume que no hay variabilidad en el reclutamiento.	SI	NO
6) State-space Catch Only Model (SSCOM)	Serie de capturas, parámetros de historia de vida, resiliencia / B/BRMS	Se debe tener en cuenta que, si la serie de capturas es estrictamente creciente en el tiempo, las estimaciones del modelo no son confiables. Por tanto, este método es preferible si la serie temporal de capturas muestra fluctuaciones importantes (entre los valores máximos y mínimos). Este modelo también asume que la serie temporal de capturas comienza aproximadamente desde el inicio de la pesquería (biomasa sin pescar) y que no hay variabilidad en el reclutamiento.	SI	NO

INFORME FINAL – FIPA 2021-15

Métodos basados en modelos de población dinámica			Sistema	
Métodos	Inputs / outputs	Consideraciones/advertencias	JF	ID
7) Simple Stock Synthesis (SSS)	Serie de capturas, parámetros de historia de vida / RMS	Se debe tener en consideración si la capturabilidad varía en el tiempo o espacio (ej. si las condiciones ambientales, oceanográficas, meteorológicas o de temperatura afectan a la disponibilidad del recurso o a la eficacia de los aparejos de pesca). Además, si los datos no son representativos a nivel espacial de la flota, la información puede no ser representativa de la unidad que se pretende gestionar. Se asume que la biomasa inicial del stock es constante y que no hay variabilidad en el reclutamiento.	SI	NO
8) Depletion-Based Stock Reduction Analysis (DB-SRA)	Serie de capturas, M, edad madurez / RMS y puntos de referencia.	Se vincula fácilmente con reglas de decisiones (límites de captura o límites de esfuerzo). La evaluación tiene la capacidad de cuantificar la incertidumbre de los resultados. Se debe tener en consideración si la capturabilidad varía en el tiempo o espacio (ej. si las condiciones ambientales, oceanográficas, meteorológicas o de temperatura afectan a la disponibilidad del recurso o a la eficacia de los aparejos de pesca). Asume que la biomasa inicial del stock es constante y que no hay variabilidad en el reclutamiento. La selectividad se infiere a partir de la edad de madurez. No es flexible para ingresar selectividades alternativas.	SI	NO
9) Catch and Length Integrated Model	Captura, tallas, parámetros biológicos / Estado del stock	El modelo asume que la biomasa inicial del stock es constante. Así mismo, la variabilidad de la longitud por edad, es decir, el coeficiente de variación a la longitud, frecuentemente se asume como 0.1 aunque puede oscilar entre 0.05 y 0.2. Los parámetros de historia de vida son fijos y, por tanto, se subestima la incertidumbre de sus valores. Se recomienda realizar análisis de sensibilidad de los parámetros de historia de vida y evaluar en cuánto cambian los resultados del modelo. Una ventaja de usar este método es que se remueve el supuesto de equilibrio que implican otros métodos basados en tallas (Ej. LB-SPR).	SI	NO
10) Length-Only Integrated Model	Tallas, parámetros biológicos / SPR, biomasa	El modelo asume que la biomasa inicial del stock es constante. Así mismo, la variabilidad de la longitud por edad, es decir, el coeficiente de variación a la longitud, frecuentemente se asume como 0.1 aunque puede oscilar entre 0.05 y 0.2. Los parámetros de historia de vida son fijos y, por tanto, se subestima la incertidumbre de sus valores. Se recomienda realizar análisis de sensibilidad de los parámetros de historia de vida y evaluar en cuánto cambian los resultados del modelo. Una ventaja de usar este método es que se remueve el supuesto de equilibrio que implican otros métodos basados en tallas (Ej. LB-SPR).	SI	SI
11) Catch Curve Stocks-Reduction Analysis (CC-SRA)	M, L50, parámetros LW, k, Linf, tallas, capturas / F	Este método combina un análisis de la curva de captura y un análisis de reducción de poblaciones para estimar la mortalidad por pesca y la captura sostenible. Resulta de mayor valor si se pueden definirse puntos de referencia objetivo y límites. Si sólo se cuenta con un año de datos, se asume condiciones de equilibrio.	SI	SI

INFORME FINAL – FIPA 2021-15

Métodos basados en modelos de población dinámica			Sistema	
Métodos	Inputs/outputs	Consideraciones/advertencias	JF	ID
12) CUSUM Control Charts	Datos de composición de especies, tallas, capturas, esfuerzo, cpue, pesos, etc. / Noción indirecta del estado del stock mediante múltiples indicadores	Este método realiza un seguimiento de las desviaciones persistentes de un valor central en los procesos observados y se puede usar en una serie de tiempo de cualquier tipo de dato monitoreado. CUSUM ha sido aplicado a pesquerías para diagnosticar tendencias en métricas pesqueras claves como la captura y la CPUE. Aunque las tendencias reflejan con frecuencia el estado del stock, este método no es una evaluación del estado del stock por sí mismo. Más bien, detecta desviaciones persistentes en los indicadores monitoreados. Puede ser necesario el juicio de expertos o datos adicionales para interpretar adecuadamente los resultados si se desea una estimación del estado de la población. Este método puede basarse en cualquier indicador (tamaño, captura, esfuerzo). Resulta útil para priorizar las poblaciones que requieren revisión o evaluación adicional. Los indicadores pueden ser usados para informar el alcance del potencial hiper agotamiento.	SI	SI
13) Traffic lights	Múltiples indicadores (tallas, capturas, esfuerzo, cpue) / noción indirecta del estado del stock.	Este método se utiliza para monitorear uno o más indicadores. Asigna un color para indicar la condición del stock (verde: valores seguros, rojo: valores peligrosos y amarillo: valores intermedios). Resulta útil cuando se registran de manera confiable múltiples indicadores independientes, pero son dispares y no se relacionan fácilmente entre sí.	SI	SI
14) Sequential trigger framework	Múltiples indicadores (tallas, capturas, esfuerzo, cpue)	Este método representa un marco general de estrategias de captura en la cual se evalúa múltiples indicadores relativos en función a un valor de referencia particular (triggers), este puede no estar asociado directamente con el estado del stock pero que se considera que corresponde a un estado del stock que requiere una respuesta de manejo (triggered). Resulta útil cuando se registran múltiples indicadores independientes, pero son dispares y no se relacionan fácilmente. Se pueden utilizar por sí solos o como parte de marcos de decisión jerárquicos. Se pretende que los indicadores propuestos sean todos inclusivos. Si los usuarios identifican nuevos indicadores relevantes para su pesquería, estos pueden ser agregados. Existe un alto riesgo en torno al establecimiento de un punto de referencia ya que la suposición puede ser muy imprecisa.	SI	SI
15) Single-indicator analysis using standardized CPUE	CPUE / Proxy de abundancia	La CPUE estandarizada puede usarse como un indicador único o incorporarse en marcos de indicadores múltiples como árboles de decisión, o usar como "inputs" en evaluaciones más cuantitativas. Tener extrema precaución al usar un indicador de CPUE, se recomienda consultar a los expertos locales para entender el grado en que la tecnología o la capturabilidad pueden haber cambiado en el tiempo y espacio. Tener precaución con la hiperestabilidad debido a la focalización activa de las agregaciones. Considere la posibilidad de aumentar con indicadores que informen el alcance del posible hiper agotamiento. Considere si la capturabilidad varía en el tiempo o en el espacio (por ejemplo, si las condiciones ambientales, oceanográficas, climáticas o de temperatura afectan la disponibilidad de peces o la efectividad de los aparejos de pesca).	SI	SI

INFORME FINAL – FIPA 2021-15

Métodos basados en modelos de población dinámica			Sistema	
Métodos	Inputs/outputs	Consideraciones/advertencias	JF	ID
16) Analysis of change in a single indicator (non-CPUE)	Cualquier indicador empírico / cambios que merecen una acción.	Esta opción considera un simple análisis de los cambios en el tiempo de cualquier indicador empírico disponible. Resulta útil para complementar las evaluaciones centradas en una sola especie en pesquerías multiespecíficas. Así mismo, son útiles para identificar patrones o tendencias espaciales y/o temporales que no son detectados por una evaluación global. Si más de un indicador está siendo monitoreado, se recomienda considerar el enfoque de indicadores múltiples. Algunos ejemplos de estos indicadores son: Cambios en la composición de especies, distribución espacial de la captura y esfuerzo, cambios en el uso de los aparejos de pesca, cambios en las tallas y pesos medios.	SI	SI

Es importante mencionar que en las discusiones de trabajo surgieron temas que se deben considerar al interpretar o depurar los datos previos a la implementación de cualquier modelo de evaluación disponible para la langosta de Juan Fernández. Entre los principales temas que se han mencionado se tiene que:

- a) Los datos de estructura de talla se registraron desde 1996 en el subsistema Robinson Crusoe– Santa Clara. Sin embargo, se mencionó que es importante tener en cuenta que algunas mediciones fueron realizadas considerando la longitud post ocular de la langosta. Estos datos **pueden complementarse con los registrados por el actual “Programa de Monitoreo y Seguimiento de las Pesquerías de Crustáceos y Fauna Acompañante del Archipiélago Juan Fernández” siempre en cuando se transformen a longitud cefalotorácica.**
- b) Los datos de esfuerzo que consideran la trampa como unidad mínima de esfuerzo se comenzaron a registrar desde el año 2006. Mientras los datos de esfuerzo dados por la unidad viajes de pesca se registraron desde años anteriores (SIAC-SERNAPESCA).
- c) El registro de peso de la langosta JF, inicialmente se realizaban a bordo de las embarcaciones mediante balanzas japonesas, pero debido a las dificultades del proceso de medición, actualmente el peso se registra en los viveros de langostas localizados principalmente en Chile Continental. En consecuencia, todos los registros corresponden a langostas comerciales (sobre **la talla mínima legal de extracción ≥ 115 mm LC**).
- d) Los registros separados por sexo para el sistema del Archipiélago Juan Fernández e Islas Desventuradas se iniciaron el 2010. Previo al 2010, los datos fueron registrados únicamente para Robinson Crusoe – Santa Clara (1984, 1997, 2004-2005) y Alejandro Selkirk (1984, 2008-2009). Se ha precisado la existencia de diferencias significativas en la relación talla-peso entre individuos machos y hembras del archipiélago Juan Fernández. Sin embargo, no existen estimaciones específicas para Islas Desventuradas.
- e) Referente a los parámetros de historia de vida de la langosta JF se dispone de la longitud asintótica (L_{∞}); sin embargo, el modelo empleado en su estimación no fue el más apropiado debido a que el crecimiento de este recurso no es asintótico. Con relación a la mortalidad natural (M), la estimación fue realizada mediante el modelo de Brownie a partir de datos de marcaje y recaptura y principalmente para aquellas langostas que habitan en torno al subsistema Alejandro Selkirk.
- f) Basado en los cambios en el funcionamiento de la pesquería, mercado y/o ambiental se precisa lo siguiente:
 - i. *Cambios en la eficiencia de pesca.* La forma del aparejo de pesca cambió de una canasta costera a una trampa de madera (1940-1960). El diseño de estas trampas de madera fue **variando con los años de un aspecto rectangular (1950) a diseños tipo “I” y posteriormente a diseños tipo “L” en 1980.** En 1910, además, se introduce el motor fuera de borda y en los años '90 el uso de winche hidráulico. Por último, en 2007 se reemplaza las embarcaciones de madera por otras de fibra de vidrio. Todos estos cambios resultaron en un aumento significativo en las capturas y en los rendimientos (CPUEs) encontrándose detallados en diferentes informes técnicos y publicaciones científicas disponibles en línea (Ernst *et al.*, 2010a; Ernst *et al.*, 2013; Manríquez, 2016; Ernst *et al.* 2019).
 - ii. *Cambios en el mercado.* Hasta el 2008-2009 la exportación de langosta viva estaba destinada principalmente a Europa. Después del tsunami del 2010, la exportación se reorientó hacia China, pero dado los motivos de la contingencia sanitaria del 2020, la

demanda de langosta por China disminuyó y en consecuencia el esfuerzo de pesca sobre el recurso.

- iii. *Cambios en el ambiente.* En los últimos 7 años se ha registrado una presencia considerable de erizos de mar en zonas de arrecifes rocosos y costeros del archipiélago Juan Fernández.

4.2.1.3 Modelos para pesquerías pobres en datos basado en capturas e índices de abundancia relativa, así como en la distribución de frecuencia de tallas.

1-. *Aproximación bayesiana del modelo de producción de excedentes*

Basado en el método de evaluación JABBA (“*Just Another Bayesian Biomass Assessment*”), se ha modelado la biomasa agregada del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández mediante dos funciones de excedente de producción: (i) Schaefer y (ii) Fox; a fin de conocer la dinámica del stock y su estado de conservación. Para los modelos configurados a partir de ambas funciones de excedente de producción también se realizaron algunos análisis de sensibilidad asociados, principalmente, a la condición inicial de la biomasa dada por los parámetros que determinan el nivel de depleción por la relación B/K (*priors* del parámetro psi) de la población vulnerable. Otros parámetros requeridos e ingresados fueron la capacidad de carga (K en toneladas t) y la tasa intrínseca de crecimiento poblacional anual (r), los cuales se mantuvieron constantes en los análisis de sensibilidad descritos anteriormente (Tabla 26). La configuración de estos modelos se realizó de modo independiente para cada uno de los subsistemas: RC-SC, AS, e ID, y con el propósito de recapitular la información ingresada, cabe mencionar que también se requirió de series de registros de capturas de la langosta de Juan Fernández, además de los índices de abundancia relativa estandarizados (CPUE) –obtenidos a partir del desarrollo del objetivo 1–. Para efectos de la modelación del stock solo se ha considerado la CPUE estandarizada en función del número de langostas retenidas por trampa levantada dado que posee mayor resolución para identificar rasgos temporales, en atención a los cambios experimentados en el número de trampas a lo largo de la temporada.

En el subsistema de Robinson Crusoe y Santa Clara se modeló la biomasa del stock vulnerable de la langosta a partir de las funciones de excedente de producción de (i) Schaefer y (ii) Fox. (i) La función de Schaefer (dado por el parámetro de forma $m = 2$) fue configurada bajo dos escenarios en los parámetros de depleción que definen la condición inicial de biomasa, en primer lugar, con una depleción del 60% ($B_{2006}/K = 0.4$), y en una segunda ocasión con una depleción del 80% ($B_{2006}/K = 0.2$), considerándose un coeficiente de variación (CV) del 80% para ambos casos (Tabla 27) a fin de contar con *priors* menos restrictivas y permitir mayor ponderación a las series de datos en la estimación *posterior* de los parámetros de capacidad de carga ($K(t)$), tasa intrínseca de crecimiento poblacional anual (r), nivel de depleción (psi), capturabilidad (q) y error de proceso ($sigma^2$ Figura 51). De acuerdo con los resultados obtenidos del ajuste del modelo con enfoque bayesiano – JABBA–, la capacidad de carga ($K(t)$) del stock de langosta de Juan Fernández para el subsistema de RC-SC fue estimada en torno a 2000 y 2191 toneladas, y dado los niveles de depleción iniciales (Tabla 27) se detectaron biomasa vulnerables por debajo de la biomasa sugerida por el rendimiento

máximo sostenible (1000 y 1096 t; Tabla 36). Así, en 2006 –al comienzo de la serie– se estimaron biomazas vulnerables de langostas en torno a las 400 t decayendo hasta cerca de 250 t (Figura 52), detectándose más certeza en la estimación de biomasa cuando el nivel de depleción inicial fue del 80% ($B_{2006}/K = 0.2$; (Figura 52 B), del cual se obtuvo una estimación más precisa del parámetro $psi(B_{2006}/K$; Tabla 27). De forma consistente, la mortalidad por pesca a la que ha sido sometida la población vulnerable de langosta en RC-SC a lo largo de la serie 2006-2022 ha experimentado una situación indeseable para la salud del stock, superando la mortalidad por pesca sugerida por el rendimiento máximo sostenible ($F_{RMS} = 0.054$ y 0.058 ; Tabla 36). La Figura 54 ilustra las razones de biomasa sobre la biomasa del rendimiento máximo sostenible (B/B_{RMS}), así como la mortalidad por pesca sobre la mortalidad del rendimiento máximo sostenible (F/F_{RMS}), ya sea para el escenario de depleción del 60 y 80 % sobre la condición inicial de biomasa. Como la razón de B/B_{RMS} fue menor a 1 (Figura 54 A y Figura 54 B), las biomazas vulnerables de langostas estimadas fueron menores que las que sugiere el rendimiento máximo sostenible, y de modo similar si la razón de F/F_{RMS} fue menor a 1 (Figura 54 C y Figura 54 D), las mortalidades por pesca estimadas fueron superiores a las sugeridas por el rendimiento máximo sostenible.

(ii) La función de excedente de producción de Fox (parámetro de forma $m = 1$) se configuró a partir de los mismos dos escenarios descritos para la función de Schaefer, donde los parámetros de depleción que definen la condición inicial de biomasa fueron una depleción del 60% ($B/K = 0.4$) y una depleción del 80% ($B/K = 0.2$) cuyos coeficientes de variación (CV) fueron igualmente del 80% en ambos casos (Tabla 27). Así, se contó con *priors* más flexibles para otorgar más peso a los datos en la estimación de la *posterior* de los parámetros $K(t)$, r , psi , q y $sigma2$ (Figura 55). En cuanto a los resultados obtenidos desde el ajuste del modelo de Fox con enfoque bayesiano –JABBA–, la capacidad de carga $K(t)$ fue estimada en torno a 1484 y 1797 toneladas (Tabla 27), detectándose biomazas vulnerables estimadas por debajo de la biomasa que permite alcanzar el rendimiento máximo sostenible (546 y 661 t; Tabla 36). Al comienzo de la serie (año 2006), de este modo, se estimaron biomazas vulnerables de langostas en torno a las 250 y 200 t decayendo de forma sistemática hasta ~180 y 150 t el año 2022 (Figura 56), pudiendo identificarse mayor certeza en la estimación cuando el nivel de depleción fue del 80% al comienzo de la serie (Figura 56). El patrón detectado en la estimación de biomazas vulnerables sugirió ser consecuencia de la alta presión de pesca a la que fue sometida la población vulnerable de langostas durante 2006-2022, llegando incluso a superar la mortalidad por pesca que posibilita el rendimiento máximo sostenible ($F_{RMS} = 0.091$ y 0.095 ; Tabla 36) del stock vulnerable (Figura 57). Las razones de biomasa sobre la biomasa del rendimiento máximo sostenible (B/B_{RMS}) y la mortalidad por pesca sobre la mortalidad del rendimiento máximo sostenible (F/F_{RMS}) son documentadas en la Figura 58 a partir de una depleción del 60 y otra del 80% sobre la condición inicial de biomasa.

Tabla 26

Rasgos de los parámetros (*priors*) ingresados en la configuración de las funciones de excedente de producción de Schaefer y Fox para los subsistemas de Robinson Crusoe – Santa Clara, Alejandro Selkirk e Islas Desventuradas, donde CV correspondió al coeficiente de variación incorporado.

Parámetros	Distribución de probabilidades	Valor	CV
Capacidad de carga (K)	Log-normal	2000	0.5
Tasa de crecimiento poblacional (r)		0.1	0.5

Tabla 27

Estimación de los parámetros de capacidad de carga $K(t)$, tasa de crecimiento poblacional anual r y nivel de depleción (psi) para el subsistema RC-SC a través de dos funciones de modelación de excedente de producción y dos condiciones iniciales en el nivel inicial de depleción. Se reportan, además, el error de proceso y el error de observación.

	Modelo de producción de excedente de Schaefer					
	psi.priors = c(0.4, 0.8)			psi.priors = c(0.2, 0.8)		
	Median	2.50%	97.50%	Median	2.50%	97.50%
$K(t)$	2000.113	967.711	3908.279	2191.265	1010.406	4451.938
r	0.108	0.043	0.247	0.116	0.046	0.245
$psi(B_{2006}/K)$	0.207	0.093	0.532	0.189	0.078	0.435
q	0.002	0.001	0.003	0.002	0.001	0.003
$sigma2$	0.052	0.034	0.094	0.052	0.034	0.093
$tau2$	0.006	0.001	0.055	0.006	0.001	0.051
m	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000
	Modelo de producción de excedente de Fox					
	psi.priors = c(0.4, 0.8)			psi.priors = c(0.2, 0.8)		
	Median	2.50%	97.50%	Median	2.50%	97.50%
$K(t)$	1484.403	730.799	2955.343	1797.111	943.005	3577.321
r	0.091	0.042	0.183	0.095	0.045	0.180
$psi(B_{2006}/K)$	0.182	0.065	0.372	0.113	0.050	0.235
q	0.003	0.001	0.006	0.003	0.002	0.007
$sigma2$	0.003	0.001	0.008	0.003	0.001	0.008
$tau2$	0.005	0.001	0.046	0.005	0.001	0.043
m	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

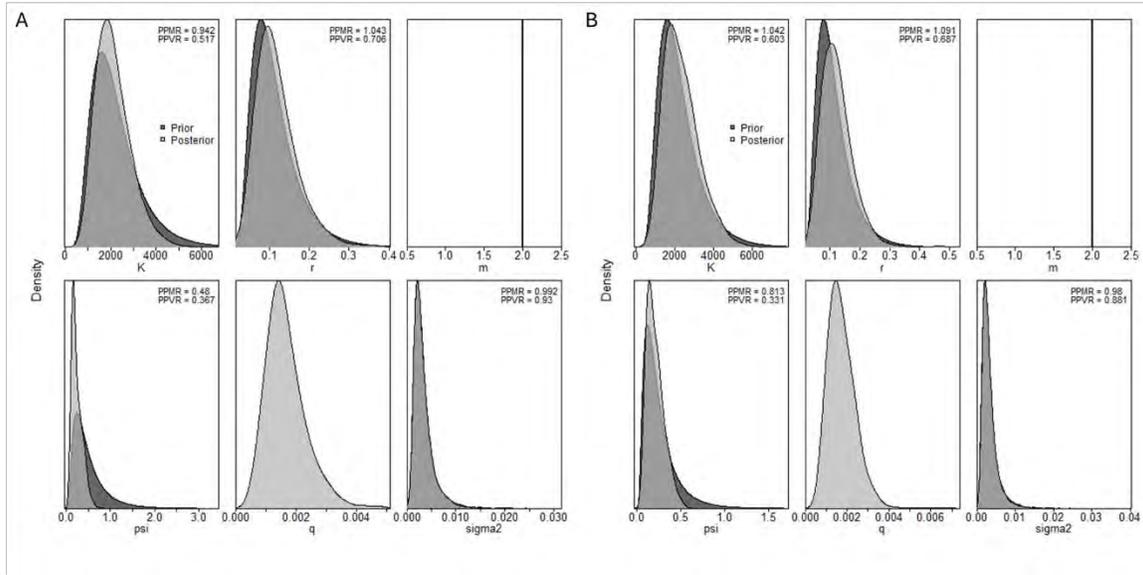


Figura 51 Distribución de *priors* incorporadas al modelo de evaluación JABBA cuando se modeló la biomasa agregada del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández para el subsistema RC-SC mediante la función de excedente de producción de Schaefer. El panel A indica la distribución en la estimación de la *posterior* de los parámetros ingresados a partir de un nivel de depleción (*psi*) igual a 60% ($B/K = 0.4$) y coeficiente de variación (CV) del 80% y el panel B ilustra la posterior cuando el nivel de depleción fue igual a 80% y un CV igual al 80%.

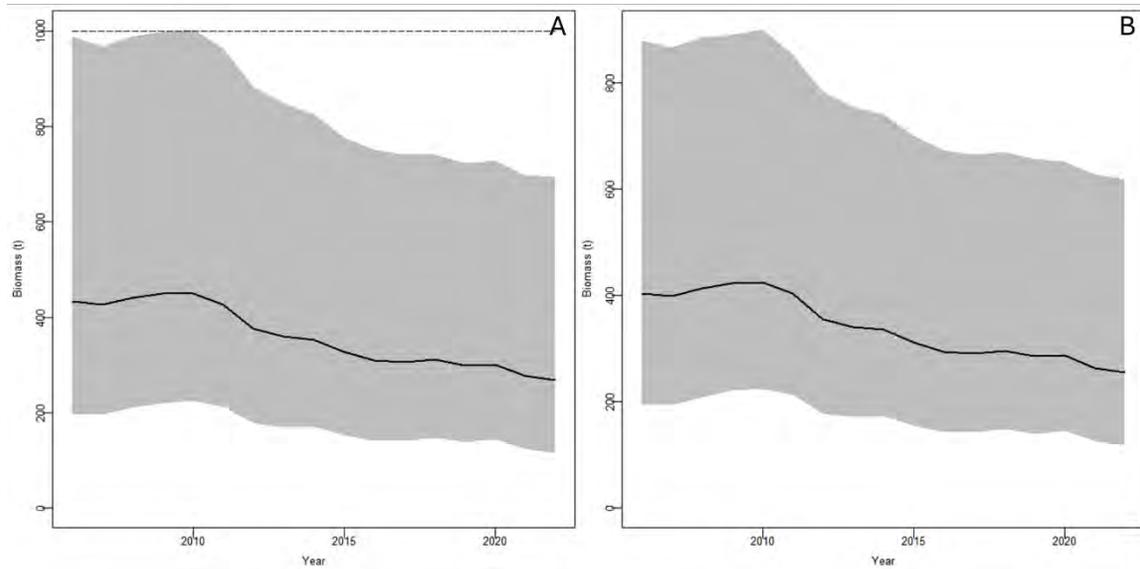


Figura 52 Biomasa vulnerable del stock de langosta de Juan Fernández para el subsistema de RC-SC mediante la función de excedente de producción de Schaefer, dados los niveles de depleción iniciales documentados en la Tabla 27. El panel A ilustra la biomasa detectada a partir de un nivel de depleción (*psi*) igual al 60% ($B/K = 0.4$; CV = 0.8). El panel B representa la biomasa estimada dado un nivel de depleción del 80% ($B/K = 0.2$; CV = 0.8).

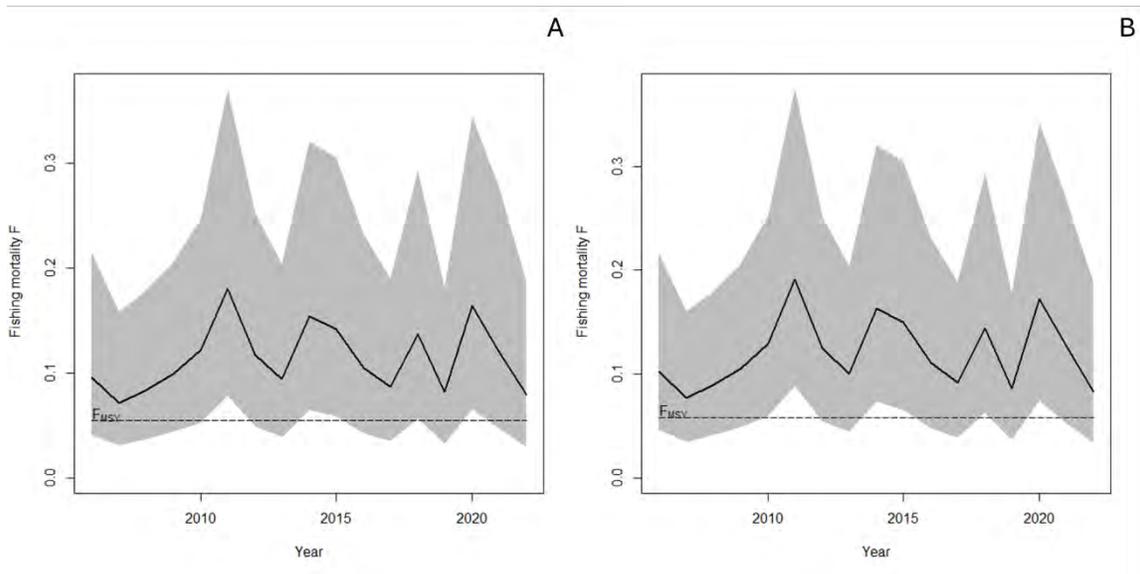


Figura 53 Mortalidad por pesca (F) histórica (2006 - 2022) aplicada sobre la población vulnerable de langosta en el subsistema de RC-SC mediante la función de excedente de producción de Schaefer. El panel A indica la mortalidad por pesca estimada para el primer escenario en la condición inicial de biomasa ($B/K = 0.4$) y el panel B reporta la mortalidad por pesca dado por el segundo escenario ($B/K = 0.2$).

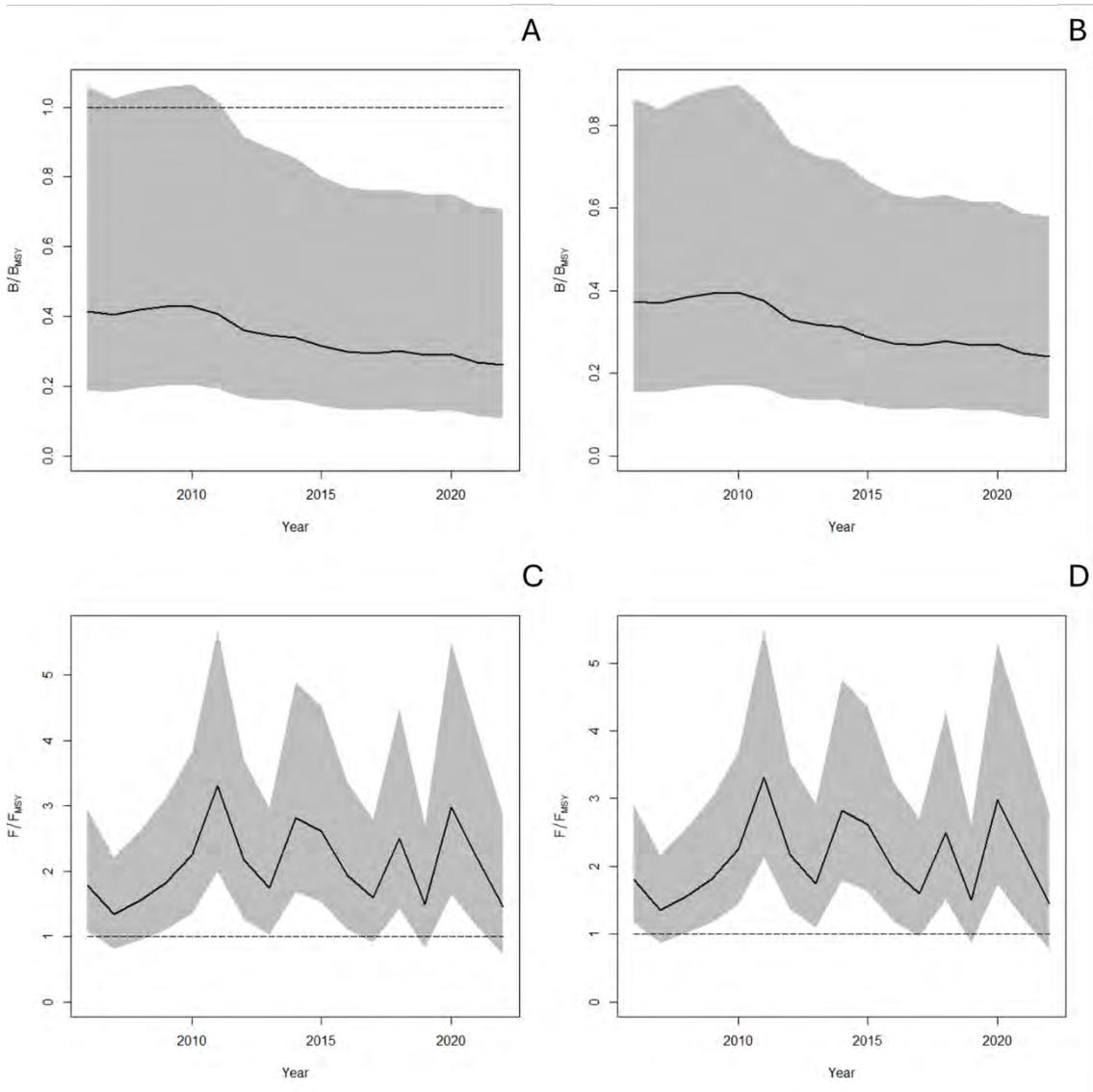


Figura 54 Ilustración de las razones entre la biomasa y la biomasa del rendimiento máximo sostenible (B/B_{RMS}), así como la mortalidad por pesca sobre la mortalidad del rendimiento máximo sostenible (F/F_{RMS}) en el subsistema RC-SC mediante la función de excedente de producción de Schaefer. Los paneles A y B corresponden a B/B_{RMS} dado por el escenario de depleción del 60 y 80 % sobre la condición inicial de biomasa respectivamente. Los paneles C y D, en tanto, ilustran las razones F/F_{RMS} a partir de los dos escenarios de depleción descritos anteriormente.

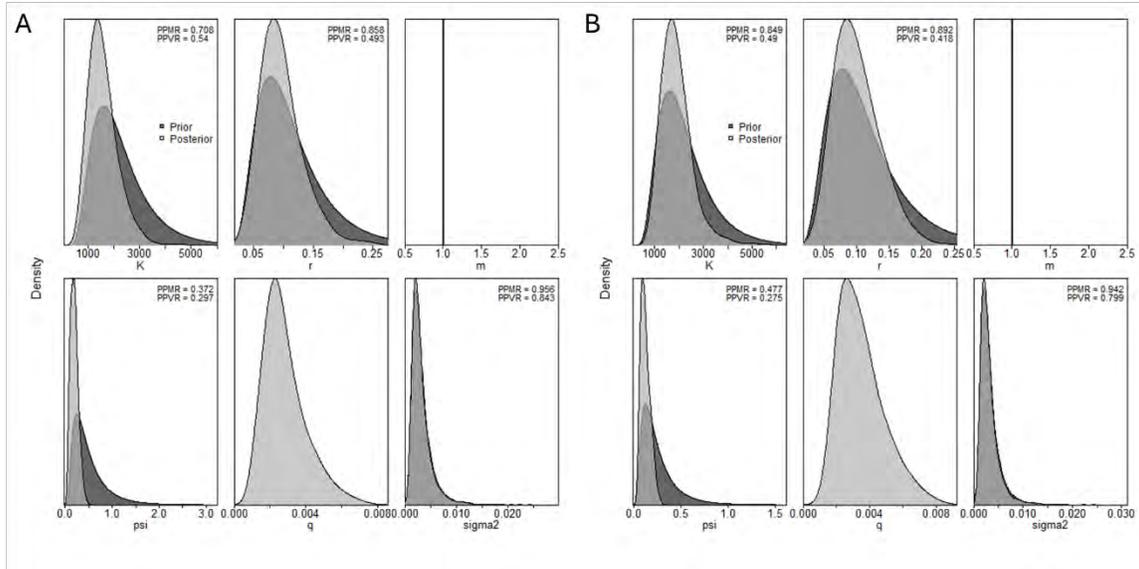


Figura 55 Distribución de *priors* incorporadas al modelo de evaluación JABBA cuando se modeló la biomasa agregada del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández para el subsistema de RC-SC mediante la función de excedente de producción de Fox ($m = 1$). El panel A indica la distribución en la estimación de la *posterior* de los parámetros ingresados a partir de un nivel de depleción (*psi*) igual a 60% ($B/K = 0.4$) y CV del 80% y el panel B ilustra la posterior cuando el nivel de depleción fue igual a 80% ($B/K = 0.2$) y un CV igual al 80%.

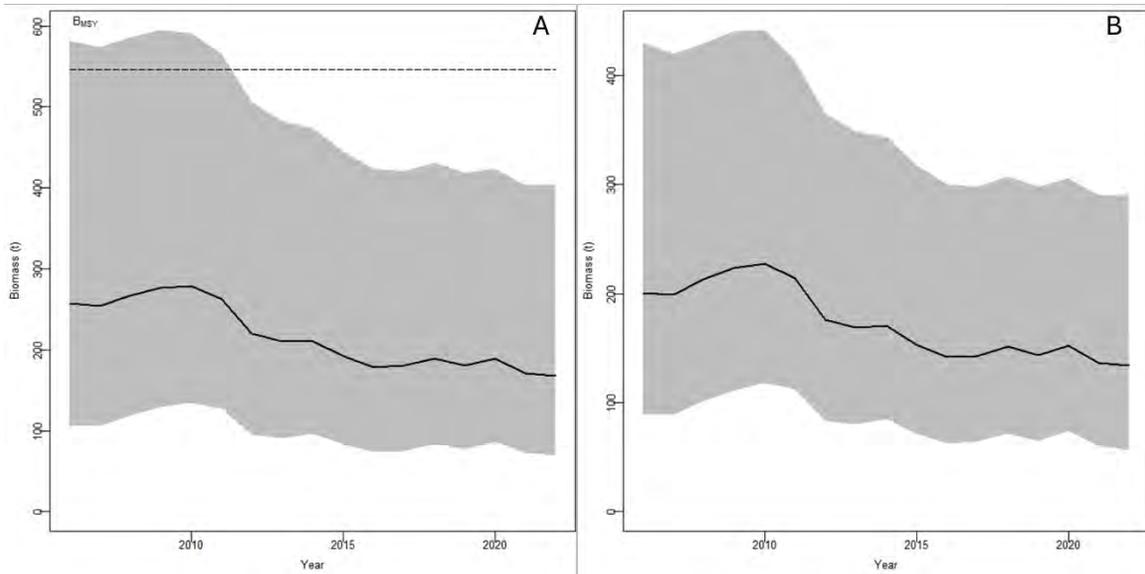


Figura 56 Biomasa vulnerable del stock de langosta de Juan Fernández para el subsistema de RC-SC mediante la función de excedente de producción de Fox, dados los niveles de depleción iniciales utilizados como escenario. El panel A ilustra la biomasa detectada a partir de un nivel de depleción (*psi*) igual al 60% ($B/K = 0.4$; $CV = 0.8$). El panel B representa la biomasa estimada dado un nivel de depleción del 80% ($B/K = 0.2$; $CV = 0.8$).

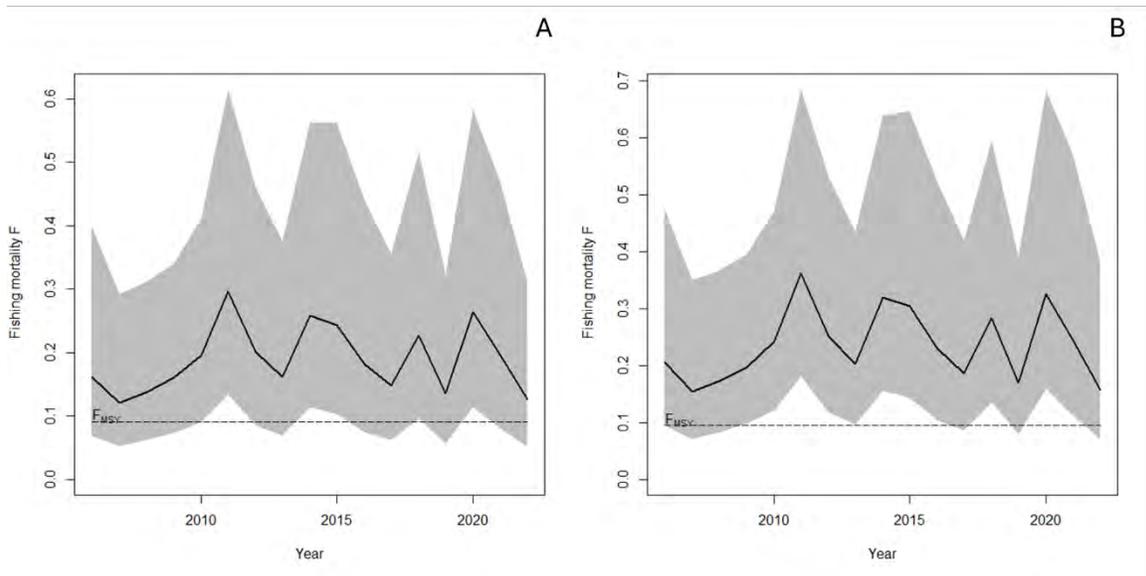


Figura 57 Mortalidad por pesca (F) histórica (2006 - 2022) aplicada sobre la población vulnerable de langosta en el subsistema de RC-SC mediante la función de excedente de producción de Fox. El panel A indica la mortalidad por pesca estimada para el primer escenario en la condición inicial de biomasa ($B/K = 0.4$) y el panel B reporta la mortalidad por pesca dado por el segundo escenario ($B/K = 0.2$).

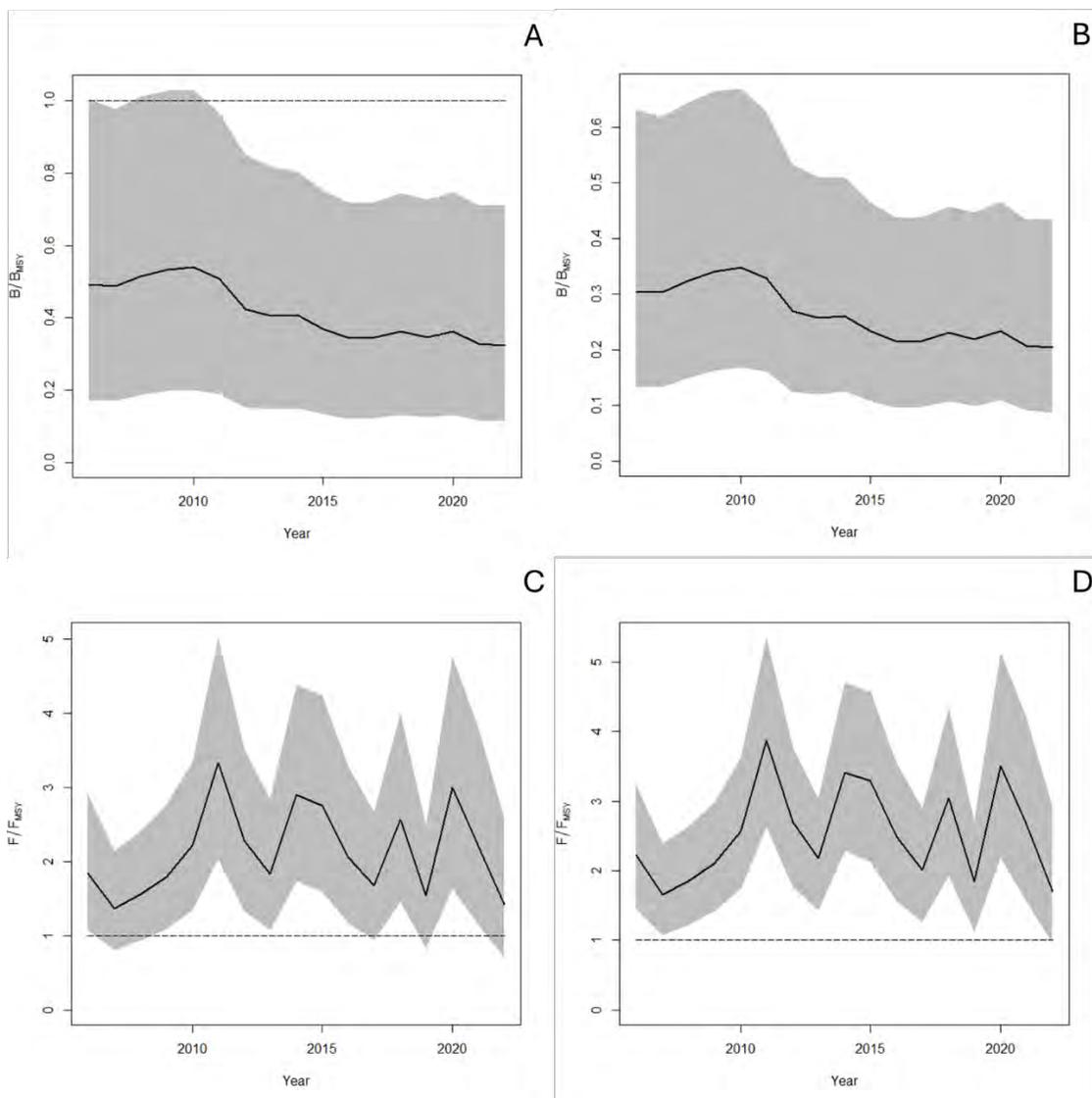


Figura 58 Ilustración de las razones entre la biomasa y la biomasa del rendimiento máximo sostenible (B/B_{RMS}), así como la mortalidad por pesca sobre la mortalidad del rendimiento máximo sostenible (F/F_{RMS}) para el subsistema de RC-SC mediante la función de excedente de producción de Fox. Los paneles A y B corresponden a B/B_{RMS} dado por el escenario de depleción del 60 y 80 % sobre la condición inicial de biomasa respectivamente. Los paneles C y D, en tanto, ilustran las razones F/F_{RMS} a partir de los dos escenarios de depleción ya mencionados.

En el subsistema Alejandro Selkirk, la biomasa del stock vulnerable de la langosta modelada a partir de la función de excedente de producción de (i) Schaefer ($m = 2$) ocurrió bajo los escenarios de depleción, primero del 60% ($B/K = 0.4$) y segundo del 80% ($B/K = 0.2$), y en ambos escenarios se consideró como coeficientes de variación (CV) el 80% (Tabla 28). Al igual que para el subsistema de RC-SC, en AS también se ha optado por un CV alto con el fin de otorgar mayor peso informativo

a las series de datos en la estimación *posterior* de los parámetros biológicos y pesqueros ilustrados en la Figura 59. Según los resultados derivados desde el modelo JABBA para la población vulnerable de langosta del subsistema de AS, la capacidad de carga ($K(t)$) del stock fue estimada en torno a 1600 y 2260 toneladas, y dado los niveles de depleción iniciales reportados en la Tabla 28 se detectaron biomazas vulnerables por debajo de la biomasa sugerida por el rendimiento máximo sostenible (800 y 1130 toneladas; Tabla 37 y Figura 60), siendo más precisa la estimación de la biomasa vulnerable dado una depleción del 80% que aquella estimada a partir de un 60% de depleción. El año 2006 –cuando comienzan las series de datos modelados– se estimaron biomazas vulnerables de langostas en torno a las ~550 y ~400 t decayendo gradualmente hasta por debajo de las ~400 y ~300 t el año 2022 (Figura 60). Al observar la mortalidad por pesca a la que fue históricamente sometida la población vulnerable de langosta en AS durante 2006-2022, se detecta que incluso antes del año 2010 la mortalidad por pesca sugerida por el rendimiento máximo sostenible ($F_{RMS} = 0.041$ y 0.045 ; Tabla 37) del stock vulnerable fue superada (Figura 61). En la Figura 62 se observan las razones de biomasa sobre la biomasa del rendimiento máximo sostenible (B/B_{RMS}) y la razón de la mortalidad por pesca sobre la mortalidad del rendimiento máximo sostenible (F/F_{RMS}) basadas en el escenario de depleción del 60 y 80 % sobre la condición inicial de biomasa.

(ii) La función de excedente de producción de Fox (parámetro de forma $m = 1$) se configuró a partir de los mismos dos escenarios de depleción descritos para la función de Schaefer (Tabla 28). De esta manera, se consideraron *priors* flexibles en la estimación de la *posterior* de los parámetros $K(t)$, r , psi , q y $sigma2$ (Figura 63). Los resultados obtenidos desde el ajuste del modelo de Fox con enfoque bayesiano –JABBA– para el stock vulnerable de la langosta de AS, sugieren capacidades de carga $K(t)$ en torno a 1273 y 1713 toneladas (Tabla 28), detectándose a través del primer escenario (depleción del 60%) niveles de biomazas iniciales por sobre la biomasa límite sugerida por el rendimiento máximo sostenible ($B_{RMS} = 468$ t; Tabla 37) para luego decaer hasta alrededor de ~350 t el año 2022 (Figura 64 A). El segundo escenario de depleción (80%; $B/K = 0.2$), en cambio, sugiere una biomasa vulnerable con menos incertidumbre y por debajo de la biomasa sugerida por el rendimiento máximo sostenible ($B_{RMS} = 630$ toneladas; Tabla 37) con valores de 300 t al comienzo de la serie (2006), y disminuyendo sistemáticamente hasta llegar a las ~200 t el año 2022 (Figura 64 B). Bajo ambos escenarios de depleción se observa una alta presión de pesca a la que fue sometida la población vulnerable de langostas desde aproximadamente el año 2010-2022, llegando a superar durante los años mencionados la mortalidad por pesca sugerida por el rendimiento máximo sostenible ($F_{RMS} = 0.067$ y 0.063 ; Tabla 37) del stock vulnerable (Figura 65). Las razones de biomasa sobre la biomasa del rendimiento máximo sostenible (B/B_{RMS}) y la mortalidad por pesca sobre la mortalidad del rendimiento máximo sostenible (F/F_{RMS}) son documentadas en la Figura 66 dado los escenarios de depleción del 60 y 80% sobre la condición inicial de biomasa.

Tabla 28

Estimación de los parámetros de capacidad de carga $K(t)$, tasa de crecimiento poblacional anual r y nivel de depleción (psi) a través de dos funciones de modelación de excedente de producción y dos condiciones iniciales en el nivel inicial de depleción aplicados al stock vulnerable de la población langostas de AS. Se reportan, además, el error de proceso y el error de observación.

	Modelo de producción de excedente de Schaefer					
	psi.priors = c(0.4, 0.8)			psi.priors = c(0.2, 0.8)		
	Median	2.50%	97.50%	Median	2.50%	97.50%
$K(t)$	1600.515	831.314	3148.242	2261.447	1140.281	4814.812
r	0.082	0.036	0.160	0.090	0.040	0.178
$psi(B_{2006}/K)$	0.344	0.141	0.724	0.183	0.078	0.338
q	0.003	0.001	0.005	0.004	0.002	0.006
$sigma2$	0.003	0.001	0.008	0.003	0.001	0.008
$tau2$	0.006	0.001	0.046	0.005	0.001	0.048
m	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000

	Modelo de producción de excedente de Fox					
	psi.priors = c(0.4, 0.8)			psi.priors = c(0.2, 0.8)		
	Median	2.50%	97.50%	Median	2.50%	97.50%
$K(t)$	1273.509	684.682	2508.141	1713.347	815.067	3851.248
r	0.067	0.032	0.134	0.063	0.031	0.118
$psi(B_{2006}/K)$	0.379	0.144	0.713	0.180	0.068	0.432
q	0.003	0.001	0.007	0.005	0.002	0.009
$sigma2$	0.003	0.001	0.008	0.003	0.001	0.008
$tau2$	0.006	0.001	0.048	0.006	0.001	0.051
m	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

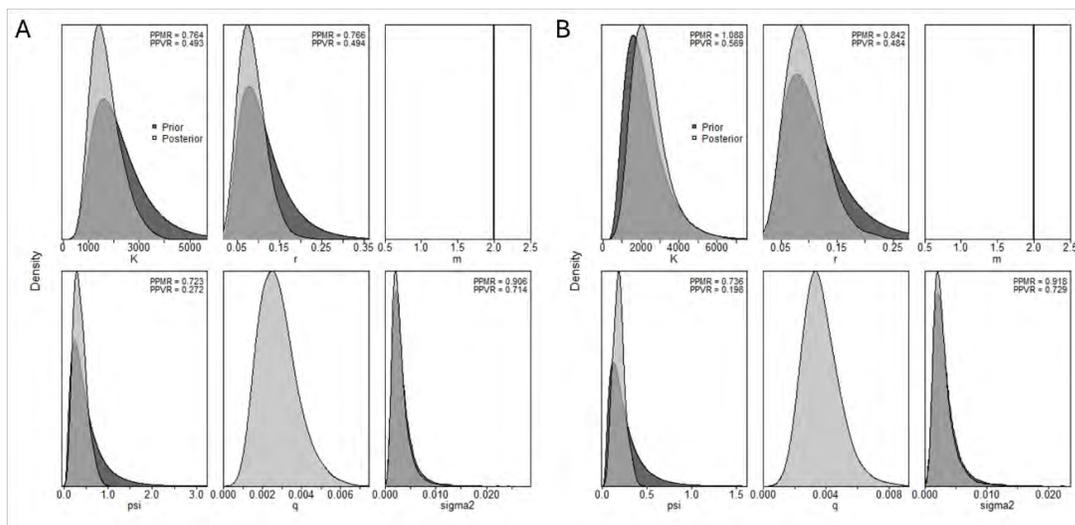


Figura 59 Distribución de *priors* incorporadas al modelo de evaluación JABBA cuando se modeló la biomasa agregada del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández en el subsistema AS mediante la función de excedente de producción de Schaefer ($m = 2$) para el subsistema de AS. El panel A indica la distribución en la estimación de la *posterior* de los parámetros ingresados a partir de un nivel de depleción (psi) igual a 0.4 y coeficiente de variación (CV) del 80% y el panel B ilustra la posterior cuando el nivel de depleción fue igual a 0.2 y un CV igual al 80%.

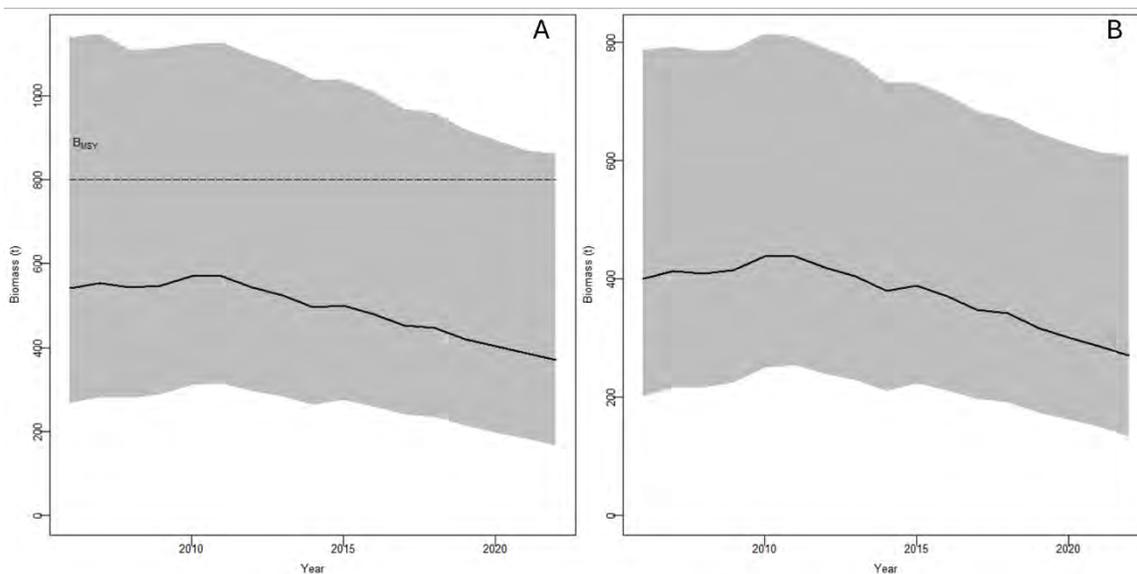


Figura 60 Biomasa vulnerable del stock de langosta de Juan Fernández para el subsistema de AS mediante la función de excedente de producción de Schaefer, dados los niveles de depleción iniciales utilizados como escenario. El panel A ilustra la biomasa detectada a partir de un nivel de depleción (ps_i) igual al 60% ($B/K = 0.4$; $CV = 0.8$). El panel B representa la biomasa estimada dado un nivel de depleción del 80% ($B/K = 0.2$; $CV = 0.8$).

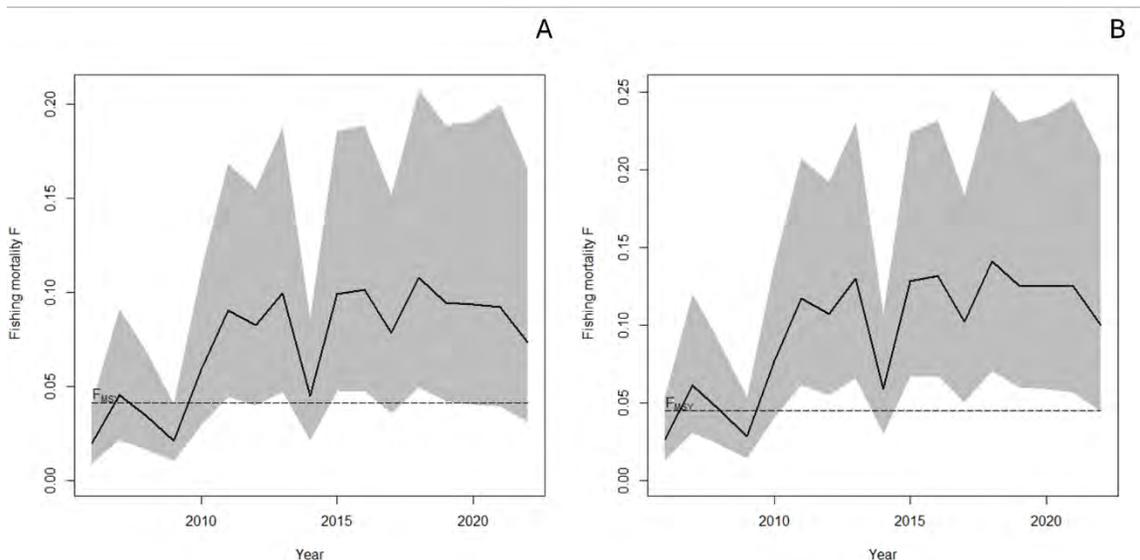


Figura 61 Mortalidad por pesca (F) histórica (2006 - 2022) aplicada sobre la población vulnerable de langosta en el subsistema de AS mediante la función de excedente de producción de Schaefer. El panel A indica la mortalidad por pesca estimada para el primer escenario en la condición inicial de biomasa ($B/K = 0.4$) y el panel B reporta la mortalidad por pesca dado por el segundo escenario ($B/K = 0.2$).

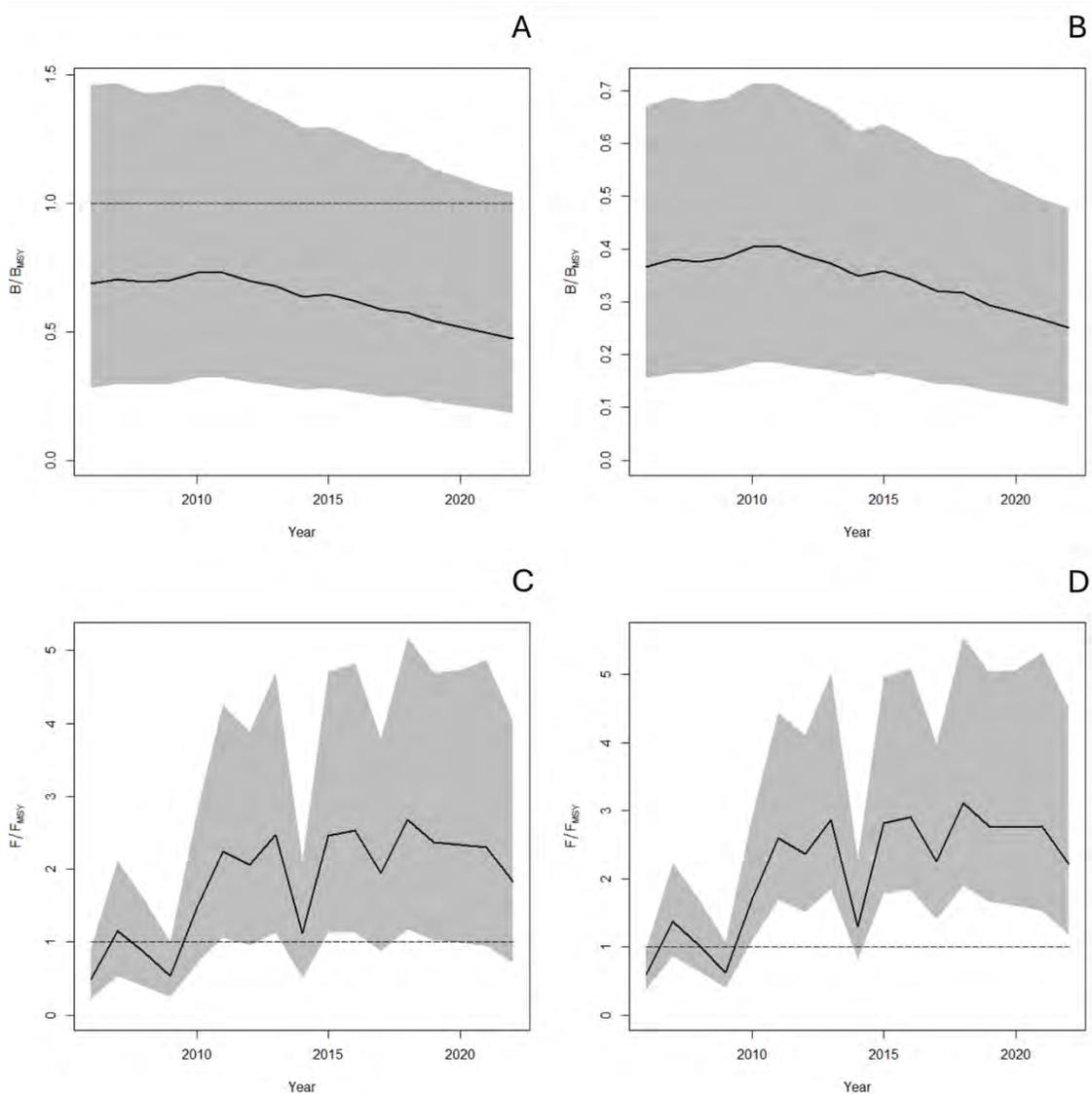


Figura 62 Razones entre la biomasa y la biomasa del rendimiento máximo sostenible (B/B_{RMS}), así como la mortalidad por pesca sobre la mortalidad del rendimiento máximo sostenible (F/F_{RMS}) en el subsistema de AS obtenidos a partir del modelo de Schaefer. Los paneles A y B corresponden a B/B_{RMS} dado por el escenario de depleción del 60 y 80 % sobre la condición inicial de biomasa respectivamente. Los paneles C y D, en tanto, ilustran las razones F/F_{RMS} a partir de los dos escenarios de depleción ya mencionados.

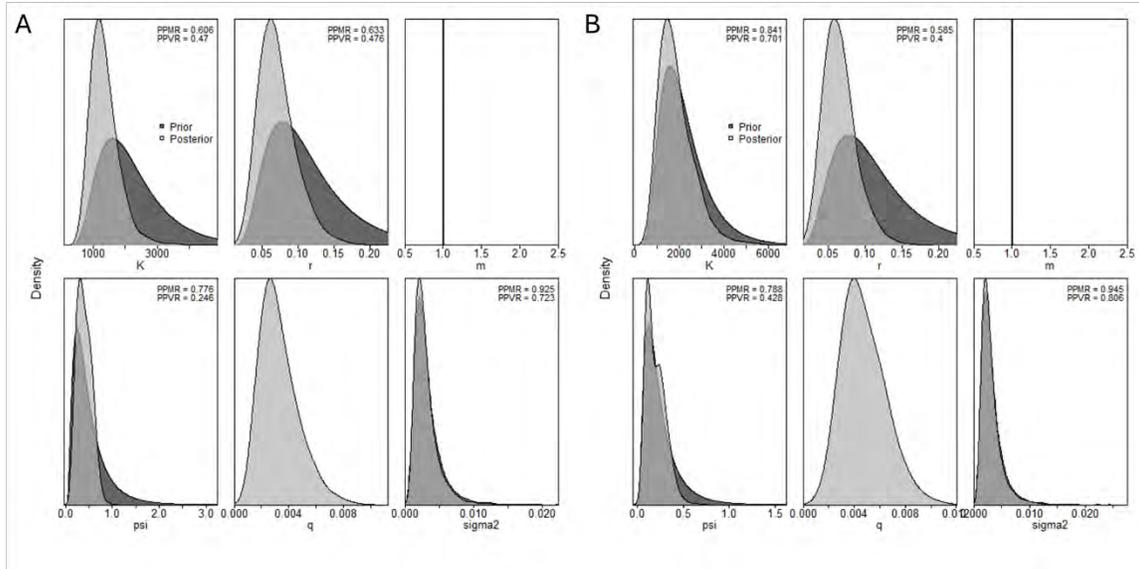


Figura 63 Distribución de *priors* incorporadas al modelo de evaluación JABBA cuando se modeló la biomasa agregada del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández mediante la función de excedente de producción de Fox ($m = 1$) para el subsistema de AS. El panel A indica la distribución en la estimación de la *posterior* de los parámetros ingresados a partir de un nivel de depleción (ψ) igual a 0.4 y coeficiente de variación (CV) del 80% y el panel B ilustra la posterior cuando el nivel de depleción fue igual a 0.2 y un CV igual al 80%.

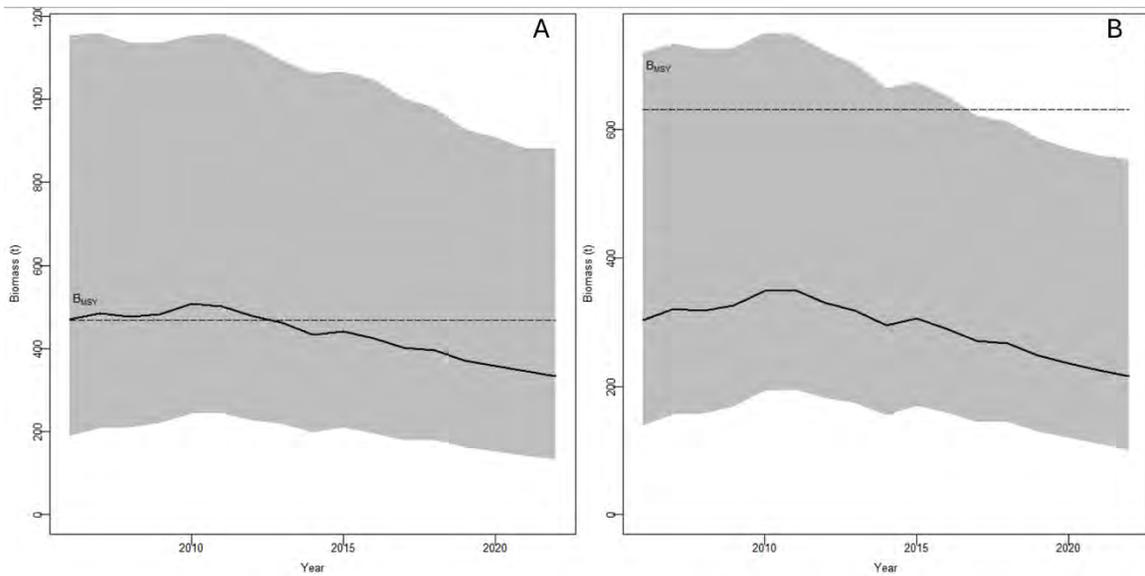


Figura 64 Biomasa vulnerable del stock de langosta de Juan Fernández para el subsistema de AS mediante la función de excedente de producción de Fox dados los niveles de depleción iniciales. El panel A ilustra la biomasa detectada a partir de un nivel de depleción (ψ) igual a 60% ($B/K = 0.4$; $CV = 0.8$). El panel B representa la biomasa estimada dado un nivel de depleción del 80% ($B/K = 0.2$; $CV = 0.8$).

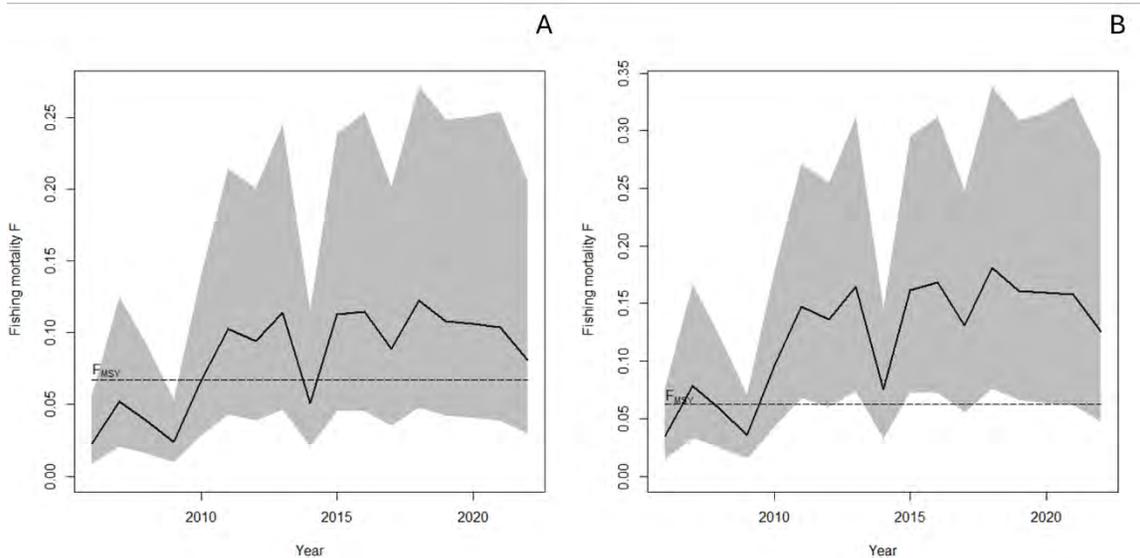


Figura 65 Mortalidad por pesca (F) histórica (2006 - 2022) aplicada sobre la población vulnerable de langosta en el subsistema de AS estimada a través de la función de excedente de producción de Fox. El panel A indica la mortalidad por pesca estimada para el primer escenario en la condición inicial de biomasa ($B/K = 0.4$) y el panel B reporta la mortalidad por pesca dado por el segundo escenario ($B/K = 0.2$).

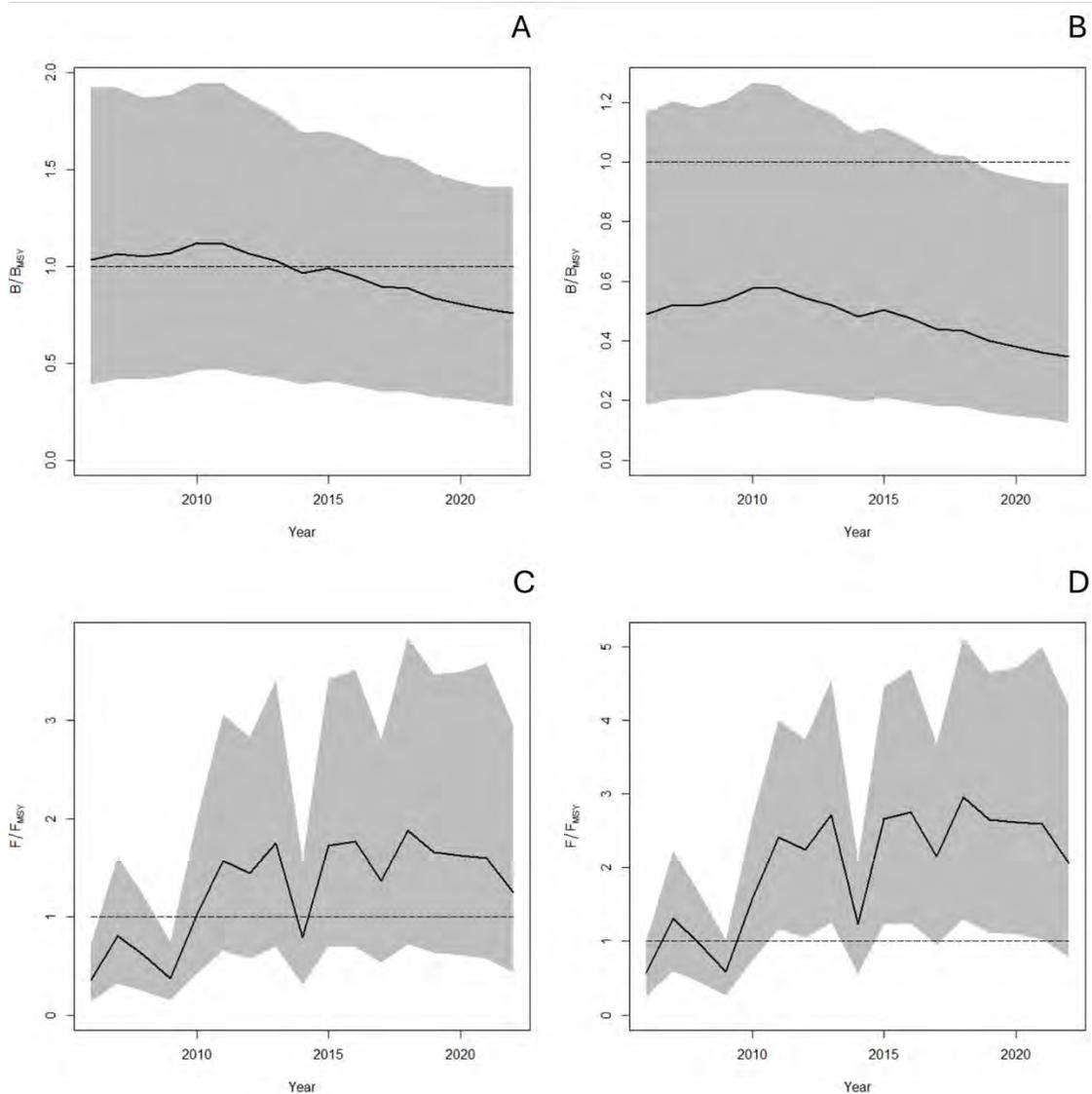


Figura 66 Razones entre la biomasa y la biomasa del rendimiento máximo sostenible (B/B_{RMS}), así como la mortalidad por pesca sobre la mortalidad del rendimiento máximo sostenible (F/F_{RMS}) en el subsistema de AS obtenidos a partir del modelo de Fox. Los paneles A y B corresponden a B/B_{RMS} dado por el escenario de depleción del 60 y 80 % sobre la condición inicial de biomasa respectivamente. Los paneles C y D, en tanto, ilustran las razones F/F_{RMS} a partir de los dos escenarios de depleción ya mencionados.

En el subsistema del archipiélago Islas Desventuradas, la modelación de la biomasa agregada del stock vulnerable de la langosta dado la función de excedente de producción de (i) Schaefer ($m = 2$) se configuró con los mismos dos escenarios de depleción que para los subsistemas de RC-SC y AS. Los parámetros de depleción que definen la condición inicial de biomasa fueron del 60% ($B_{2010}/K = 0.4$) y del 80% ($B_{2010}/K = 0.2$) cuyo coeficiente de variación (CV) fue del 80% (Tabla 29). Al igual que en los subsistemas anteriormente descritos, se consideraron *priors* menos restrictivas para

otorgar mayor peso informativo a las series de datos ingresados y obtener una estimación *posterior* de los parámetros de capacidad de carga ($K(t)$), tasa intrínseca de crecimiento poblacional anual (r), nivel de depleción (ψ), capturabilidad (q), y error de proceso (σ^2 ; Figura 67). Según los resultados obtenidos del ajuste del modelo con enfoque bayesiano para la población vulnerable de la langosta del subsistema ID, la capacidad de carga ($K(t)$) del stock fue estimada en torno a 1603 y 1713 toneladas, y dado los niveles de depleción iniciales (Tabla 29) se detectaron biomazas vulnerables por debajo de la biomasa sugerida por el rendimiento máximo sostenible ($B_{RMS} = 802$ y 857 toneladas; Tabla 38), y al igual que en los subsistemas de RC-SC y AS la estimación de biomasa dado un 80% de depleción ($B_{2010}/K = 0.2$) exhibió más certeza, aun así ambos escenarios de depleción presentaron una sistemática recuperación a lo largo de la serie. Se observa, entonces, que el año 2010 se estimaron biomazas vulnerables de langostas en torno a las 480 t para luego aumentar sustancialmente hasta cerca de ~750 t el año 2022 en un escenario de depleción del 60%, mientras con un escenario de depleción del 80% se detectó una biomasa vulnerable de langosta en torno a ~200 t el año 2010 con una recuperación relativamente más lenta que alcanza cerca de las ~300 t el año 2022 (Figura 68). La mortalidad por pesca a la que fue sometida la población vulnerable de langosta en ID a lo largo de la serie 2010-2022, en tanto, ha estado por debajo de la mortalidad por pesca sugerida por el rendimiento máximo sostenible dado un escenario de depleción del 60% ($F_{RMS} = 0.05$; Tabla 38), comenzando cerca del F_{RMS} al comienzo de la serie (2010) para luego disminuir hasta cerca de un $F = -0.01$ el año 2022. La mortalidad por pesca, dado el escenario de depleción del 80%, comienza por sobre ($F = -0.1$) los niveles de mortalidad por pesca sugeridos por el rendimiento máximo sostenible ($F_{RMS} = 0.053$; Tabla 38) para luego disminuir y luego exhibir algunos aumentos discretos los años 2015 y 2019 por sobre y muy cercano al F_{RMS} (0.053), sin embargo, finalmente disminuye para el año 2022 a un F cercano a ~0.02 (Figura 69). La Figura 70 ilustra las razones de biomasa sobre la biomasa del rendimiento máximo sostenible (B/B_{RMS}), así como la mortalidad por pesca sobre la mortalidad del rendimiento máximo sostenible (F/F_{RMS}), ya sea para el escenario de depleción del 60 y 80 % sobre la condición inicial de biomasa.

(ii) La función de excedente de producción de Fox (parámetro de forma $m = 1$) se configuró a partir de distintos escenarios de depleción comparados con los descritos para la función de Schaefer en los subsistemas de RC-SC y AS. Los parámetros de depleción que definen la condición inicial de biomasa en esta ocasión (para el subsistema de ID) fueron a partir de una depleción del 50% ($B_{2010}/K = 0.5$) y una depleción del 70% ($B_{2010}/K = 0.3$), siendo conservados los mismos coeficientes de variación ($CV = 0.8$) en ambos escenarios de depleción (Tabla 29). De este modo, las *priors* posibilitaron la estimación de la *posterior* de los parámetros de forma más deliberada y menos condicionada, donde los parámetros biológicos y pesqueros estimados son documentados en la Figura 71. En base a los resultados obtenidos desde el ajuste del modelo de Fox con enfoque bayesiano, la capacidad de carga $K(t)$ fue estimada en 1484 y 1465 toneladas (Tabla 29), detectándose en el primer escenario de depleción ($B_{2010}/K = 0.5$) biomazas vulnerables (~ 375 t el año 2010) por debajo de la biomasa que permite alcanzar el rendimiento máximo sostenible ($B_{RMS} = 546$ toneladas; Tabla 38), pero con una rápida recuperación llegando incluso a sobrepasar la B_{RMS} el año 2017 hasta alcanzar el año 2022 una biomasa mayor a la sugerida por el rendimiento máximo sostenible (Figura 72 A). Dado el segundo escenario de depleción ($B_{2010}/K = 0.3$) se observa que la biomasa vulnerable estimada fue más confiable que aquella estimada con un 50% de depleción,

exhibiendo una biomasa de ~250 t al comienzo de la serie y posteriormente mostrando una recuperación llegando el año 2022 a niveles cercanos a la biomasa sugerida por el rendimiento máximo sostenible, el cual se encontraría en 539 (Figura 72 B; Tabla 38). La mortalidad por pesca, dado un 50% de depleción, se mantiene bajo los niveles de mortalidad por pesca sugeridos por el rendimiento máximo sostenible ($F_{RMS} = 0.075$; Tabla 38), mientras que con un escenario de depleción del 70%, el año 2010 se detecta una mortalidad por pesca relativamente superior a la sugerida por el $F_{RMS} = 0.074$ (Tabla 38) para luego disminuir y mantenerse bajo el nivel de mortalidad de referencia (Figura 73). Las razones de biomasa sobre la biomasa del rendimiento máximo sostenible (B/B_{RMS}) y la mortalidad por pesca sobre la mortalidad del rendimiento máximo sostenible (F/F_{RMS}) dado los escenarios de depleción del 50 y 70% sobre la condición inicial de biomasa (Figura 74).

Tabla 29

Estimación de los parámetros de capacidad de carga K , tasa de crecimiento poblacional r y nivel de depleción (psi) a través de dos funciones de modelación de excedente de producción y dos condiciones iniciales en el nivel inicial de depleción aplicados al stock vulnerable de la población langostas del subsistema ID. Se reportan, además, el error de proceso y el error de observación.

	Modelo de producción de excedente de Schaefer					
	psi.priors = c(0.4, 0.8)			psi.priors = c(0.2, 0.8)		
	Median	2.50%	97.50%	Median	2.50%	97.50%
$K (t)$	1603.364	666.016	4005.732	1713.070	718.006	4131.729
r	0.099	0.040	0.216	0.106	0.043	0.226
$psi (B_{2006}/K)$	0.278	0.100	0.896	0.112	0.041	0.344
q	0.008	0.002	0.031	0.018	0.004	0.066
$sigma2$	0.003	0.001	0.010	0.003	0.001	0.010
$tau2$	0.310	0.101	0.889	0.290	0.085	0.866
m	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000
	Modelo de producción de excedente de Fox					
	psi.priors = c(0.5, 0.8)			psi.priors = c(0.3, 0.8)		
	Median	2.50%	97.50%	Median	2.50%	97.50%
$K (t)$	1483.636	586.448	3828.547	1465.046	591.205	3723.297
r	0.075	0.034	0.171	0.074	0.036	0.144
$psi (B_{2006}/K)$	0.258	0.064	0.515	0.169	0.070	0.385
q	0.008	0.002	0.058	0.012	0.003	0.045
$sigma2$	0.003	0.001	0.011	0.003	0.001	0.011
$tau2$	0.306	0.097	0.905	0.302	0.091	0.887
m	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

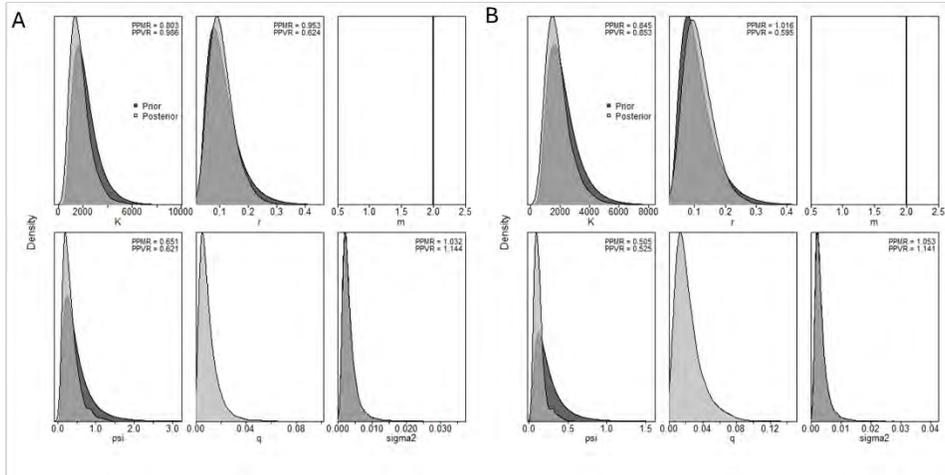


Figura 67 Distribución de *priors* incorporadas al modelo de evaluación JABBA cuando se modeló la biomasa agregada del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández mediante la función de excedente de producción de Schaefer ($m = 2$) para el subsistema ID. El panel A indica la distribución en la estimación de la *posterior* de los parámetros ingresados a partir de un nivel de depleción (psi) igual a 0.4 y coeficiente de variación (CV) del 80% y el panel B ilustra la posterior cuando el nivel de depleción fue igual a 0.2 y un CV igual al 80%.

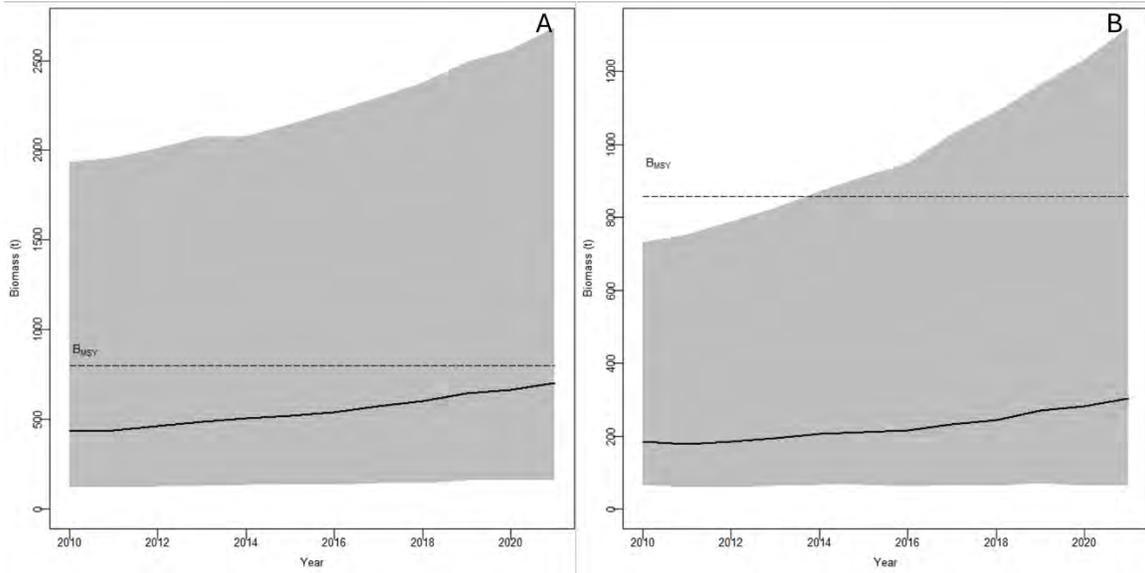


Figura 68 Biomasa vulnerable del stock de langosta de Juan Fernández para el subsistema ID mediante la función de excedente de producción de Schaefer dados los niveles de depleción iniciales. El panel A ilustra la biomasa detectada a partir de un nivel de depleción (psi) igual al 60% ($B/K = 0.4$; $CV = 0.8$). El panel B representa la biomasa estimada dado un nivel de depleción del 80% ($B/K = 0.2$; $CV = 0.8$).

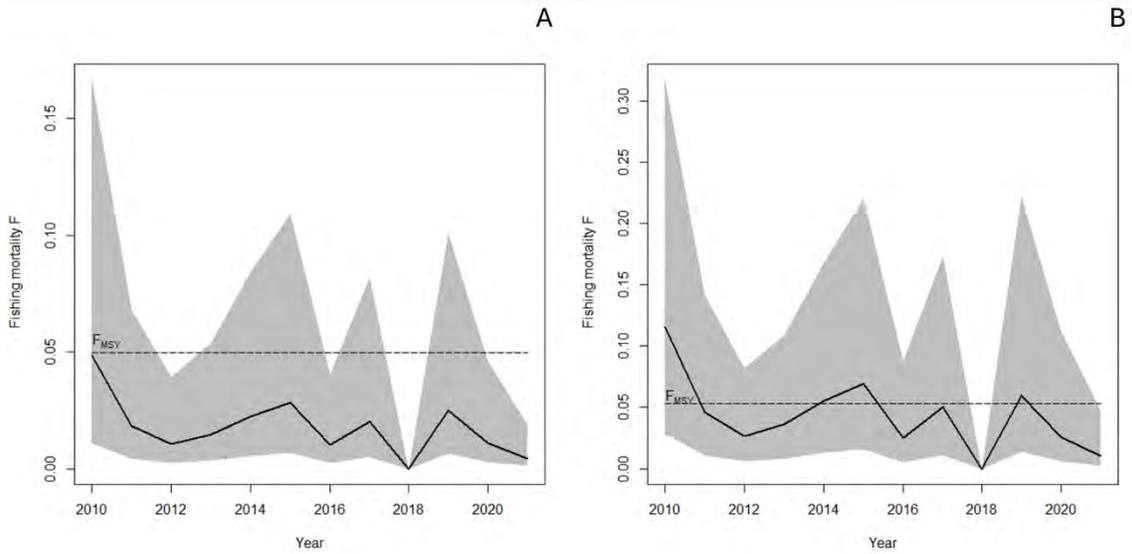


Figura 69 Mortalidad por pesca (F) histórica (2010 - 2022) aplicada sobre la población vulnerable de langosta en el subsistema ID estimada a través de la función de Schaefer ($m = 2$). El panel A indica la mortalidad por pesca estimada para el primer escenario en la condición inicial de biomasa ($B/K = 0.4$) y el panel B reporta la mortalidad por pesca dado por el segundo escenario ($B/K = 0.2$).

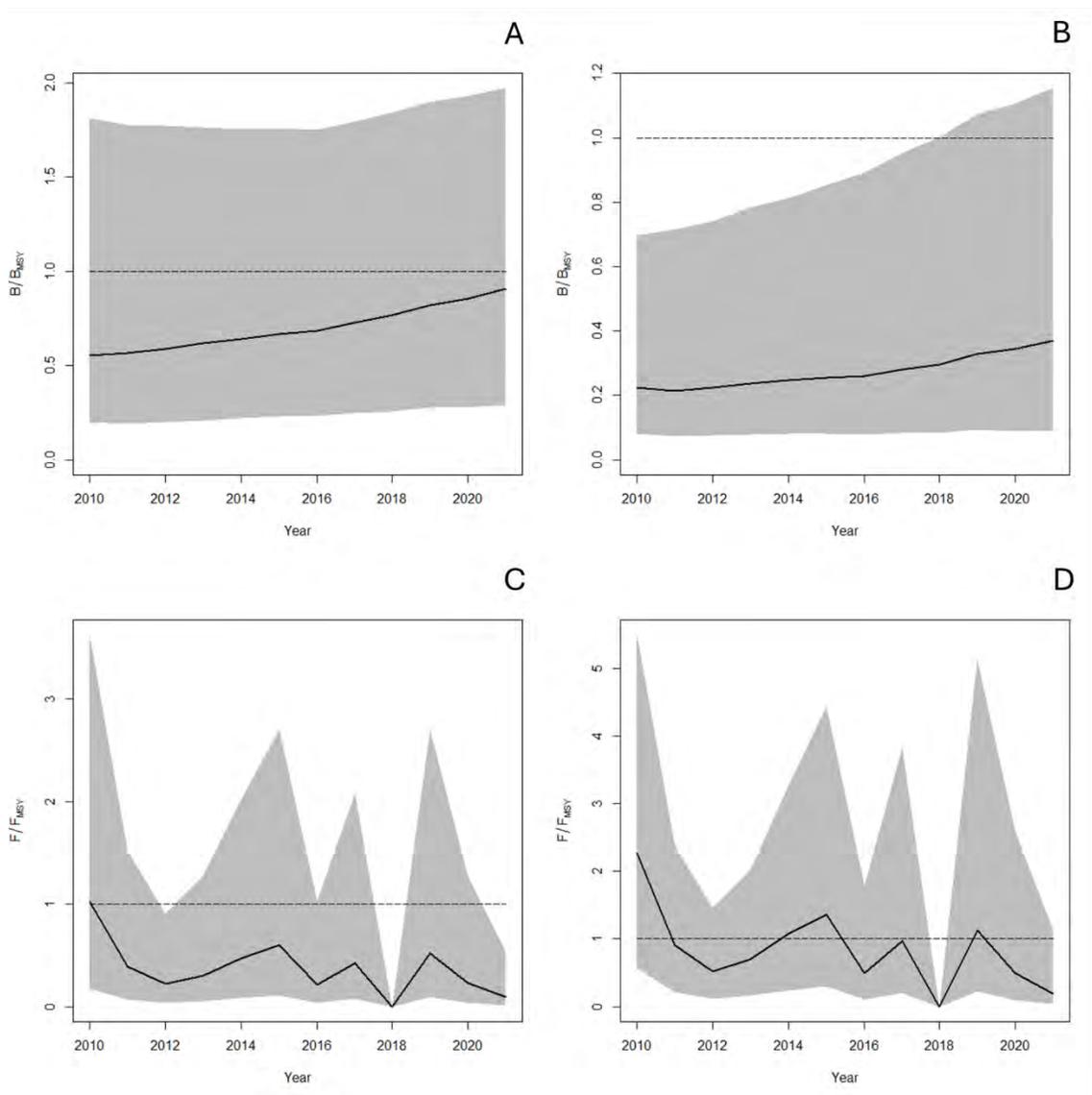


Figura 70 Razones entre la biomasa y la biomasa del rendimiento máximo sostenible (B/B_{RMS}) y la mortalidad por pesca sobre la mortalidad del rendimiento máximo sostenible (F/F_{RMS}) en el subsistema ID obtenidos a partir del modelo de Schaefer. Los paneles A y B corresponden a B/B_{RMS} dado por el escenario de depleción del 60 y 80 % sobre la condición inicial de biomasa respectivamente. Los paneles C y D, en tanto, ilustran las razones F/F_{RMS} a partir de los dos escenarios de depleción ya mencionados.

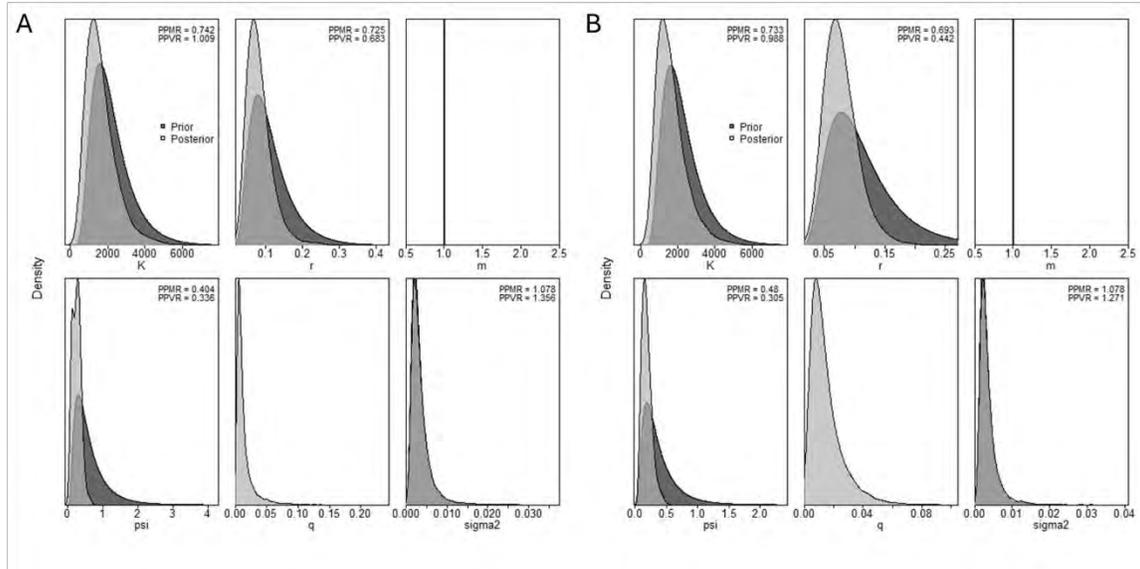


Figura 71 Distribución de *priors* incorporadas al modelo de evaluación JABBA cuando se modeló la biomasa agregada del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández mediante la función de excedente de producción de Fox ($m = 1$) para el subsistema ID. El panel A indica la distribución en la estimación de la *posterior* de los parámetros ingresados a partir de un nivel de depleción (psi) igual a 0.5 y coeficiente de variación (CV) del 80% y el panel B ilustra la posterior cuando el nivel de depleción fue igual a 0.3 y un CV igual al 80%.

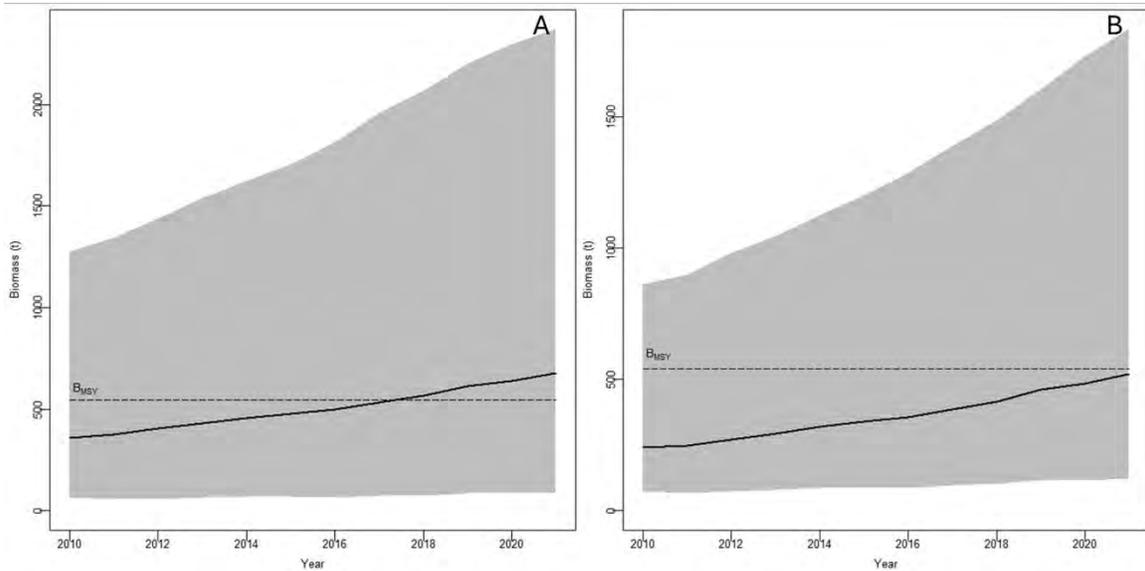


Figura 72 Biomasa vulnerable del stock de langosta de Juan Fernández para el subsistema ID Fernández mediante la función de excedente de producción de Fox dados los niveles de depleción iniciales. El panel A ilustra la biomasa detectada a partir de un nivel de depleción (psi) igual a 50% ($B/K = 0.5$; $CV = 0.8$). El panel B representa la biomasa estimada dado un nivel de depleción del 70% ($B/K = 0.3$; $CV = 0.8$).

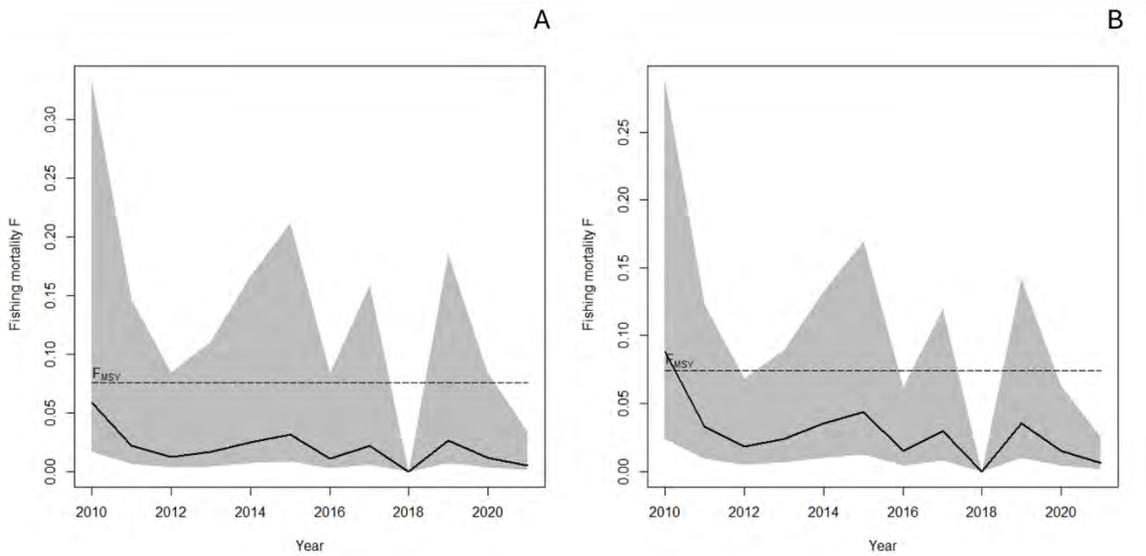


Figura 73 Mortalidad por pesca (F) histórica (2010 - 2022) aplicada sobre la población vulnerable de langosta en el subsistema ID estimada a través de la función de Fox ($m = 2$). El panel A indica la mortalidad por pesca estimada para el primer escenario en la condición inicial de biomasa ($B/K = 0.4$) y el panel B reporta la mortalidad por pesca dado por el segundo escenario ($B/K = 0.2$).

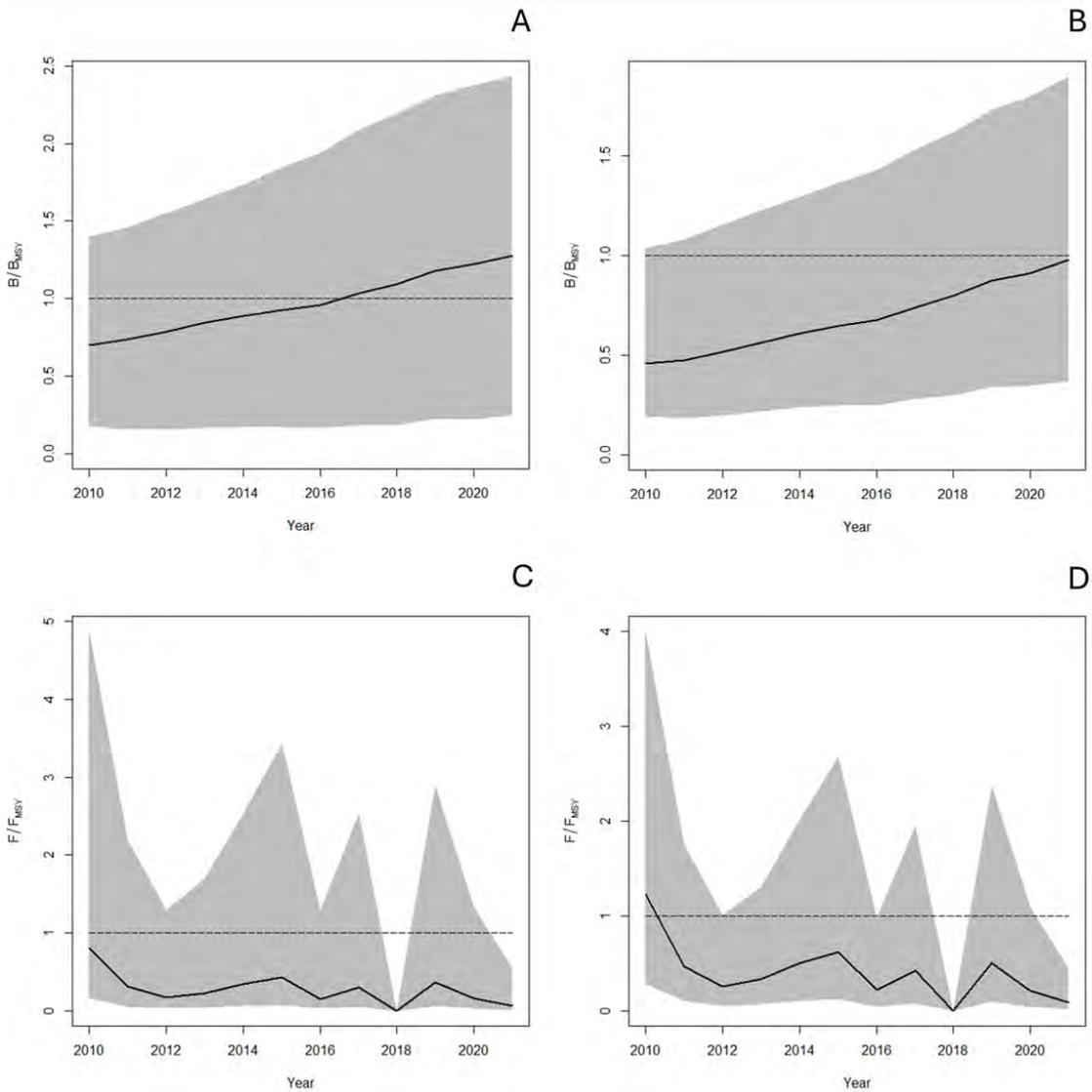


Figura 74 Razones entre la biomasa y la biomasa del rendimiento máximo sostenible (B/B_{RMS}) y la mortalidad por pesca sobre la mortalidad del rendimiento máximo sostenible (F/F_{RMS}) en el subsistema ID obtenidos a partir del modelo de Fox. Los paneles A y B corresponden a B/B_{RMS} dado por el escenario de depleción del 50 y 70 % sobre la condición inicial de biomasa respectivamente. Los paneles C y D, en tanto, ilustran las razones F/F_{RMS} a partir de los dos escenarios de depleción ya mencionados.

2-. *Uso de indicadores basados en la distribución de frecuencia de tallas (LBI)*

El uso de la composición de las tallas en la captura a menudo se utiliza como recomendación de sustentabilidad. El desarrollo de los indicadores basados en las tallas (*Length-Based Indicators: LBI*) para este trabajo, ocurrió a partir de la información obtenida desde la estructura de talla de la captura y su peso asociado, pudiendo incluso obtener la información faltante desde una función que describa la relación talla-peso de la especie, i.e., en este caso particular de la langosta de Juan Fernández. Basado en estas medidas, se procura evitar la sobrepesca por crecimiento y reclutamiento, y se destaca que no es precisamente para evaluar de modo cuantitativo el estado del stock ni estimar capturas sostenibles. Aun así, la metodología *LBI* establece el marco referencial biológico-pesquero para apoyar la administración de las pesquerías con datos limitados.

Los indicadores basados en las tallas pueden detectar el nivel de conservación de los individuos más grandes de la población sin necesidad de emplear la razón del potencial reproductivo, y además permite el desarrollo de indicadores que dan cuenta del rendimiento máximo sostenible (RMS). Esta aproximación asume que: (i) la composición de la captura representa casi exclusivamente a los individuos maduros; (ii) el tamaño de la captura (tallas) consiste en individuos donde sus tamaños alcanzan el mayor rendimiento de una cohorte; (iii) y la composición de la captura debe demostrar la conservación de individuos grandes/maduros. Para ello se cuenta con valores de referencia vinculados a los indicadores que dan cuenta de la salud del stock, y que están dados por la relación entre indicadores y parámetros de historia de vida que se documentan en la Tabla 30.

A continuación, se revisa la sustentabilidad del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández a partir de los indicadores basados en las tallas para cada uno de los subsistemas: RC-SC, AS e ID. Para ello, el desarrollo de cada indicador fue bajo dos valores de mortalidad natural vinculados al stock y como ejercicios de sensibilidad se exploraron estos dos escenarios: (a) $M=0.1$ y (b) $M=0.05$.

Tabla 30
Indicadores seleccionados para el desarrollo de figuras basadas en el método *LBI*. Coeficientes de indicadores en negrita utilizados para la evaluación del estado del stock.

Indicador	Calculation	Reference point	Indicator ratio	Expected value	Property
$L_{max5\%}$	Mean length of largest 5%	L_{inf}	$L_{max5\%} / L_{inf}$	> 0.8	Conservation (large individuals)
$L_{95\%}$	95 th percentile		$L_{95\%} / L_{inf}$		
P_{mega}	Proportion of individuals above $L_{opt} + 10\%$	0.3–0.4	P_{mega}	> 0.3	
$L_{25\%}$	25 th percentile of length distribution	L_{mat}	$L_{25\%} / L_{mat}$	> 1	Conservation (immatures)
L_c	Length at first catch (length at 50% of mode)	L_{mat}	L_c / L_{mat}	> 1	
L_{mean}	Mean length of individuals $> L_c$	L_{opt}	L_{mean} / L_{opt}	≈ 1	Optimal yield
L_{maxy}	Length class with maximum biomass in catch	L_{opt}	L_{maxy} / L_{opt}	≈ 1	
L_{mean}	Mean length of individuals $> L_c$	$L_{F=M} = (0.75L_c + 0.25L_{inf})$	$L_{mean} / L_{F=M}$	≥ 1	RMS

Para conocer el estado de conservación del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández en torno al subsistema de Robinson Crusoe y Santa Clara, se contó con una serie de estructuras de tallas truncadas en 115 mm de longitud cefalotorácica (LC) que van desde el año 2011 hasta el 2022 (Figura 75). El truncamiento en 115 mm LC representa la talla mínima legal de extracción de los individuos y como límite superior se ha establecido un grupo *plus* de 170 mm LC. Como se mencionó anteriormente, esta aproximación además de requerir de antecedentes sobre la composición de tallas también requirió de antecedentes sobre el peso de cada grupo de tallas y de parámetros de historia de vida asociados al crecimiento (K , L_∞), a la longitud de madurez (L_{mat}), a la longitud de primera captura (L_c) y a la mortalidad natural (M) del stock. Para modelar el stock de RC-SC se consideraron los parámetros: $L_{mat} = 72.1776$; $L_\infty = 175$; $K = 0.009$; y $L_c = 115$ mm LC y el primer escenario de sensibilidad fue a partir de $M = 0.1$ cuando se imputó la relación M/K . De acuerdo con los resultados obtenidos desde *LBI* para el subsistema de RC-SC se ha detectado que la conservación de individuos más grandes se encuentra bajo el nivel de referencia de 0.8 (L_{max5}/L_∞ ; $L_{95\%}/L_\infty$ deben ser >0.8 ; Tabla 30 y Figura 76), sin embargo, la conservación de individuos megadesovantes se encuentran en resguardo dado que la longitud de primera madurez (72.1776 mm LC) está muy por debajo de la longitud de primera captura (**≥ 115 mm LC**), lo que también sugiere el resguardo de los individuos más pequeños, inmaduros y potenciales desovantes. En cuanto al rendimiento óptimo (L_{opt}) se tiene que la biomasa de la cohorte estaría siendo maximizada a ~40 mm LC (Figura 65c), lo que indica que en ausencia de pesca ($F=0$) y a la talla mencionada anteriormente, se obtiene la máxima producción de la cohorte dado por las relaciones entre el tamaño-edad (A_{opt}), peso-edad y abundancia-edad.

Cuando la relación M/K , dada por $M = 0.05$, fue ingresada en el modelo *LBI* para el subsistema de RC-SC, no se detectaron grandes diferencias en la conservación de individuos pequeños ni grandes respecto a la relación M/K cuando M fue igual a 0.1. Se identificó, de esta forma, que la conservación

de individuos más grandes (L_{max5}/L_{∞} y $L_{95\%}/L_{\infty}$) estuvo bajo el nivel de referencia (Tabla 30 y Figura 77), mientras la conservación de individuos megadesovantes es resguardada por la longitud de **primera captura (≥ 115 mm LC)** ya que ocurre a una talla sobre la longitud de primera madurez (72.1776 mm LC), sugiriendo a su vez, el resguardo óptimo para los individuos inmaduros. Las diferencias entre ambos escenarios se observaron en L_{opt} , detectándose que el tamaño óptimo de la cohorte donde se maximiza la producción es de ~60 mm LC bajo una mortalidad natural fue de 0.05 (Figura 77c). Sin embargo, independientemente de las estimaciones cuando M fue igual a 0.1 y a 0.05, los indicadores de razones del rendimiento óptimo (Figura 76d y Figura 77d) estuvieron por sobre el valor sugerido (~1; Tabla 30).

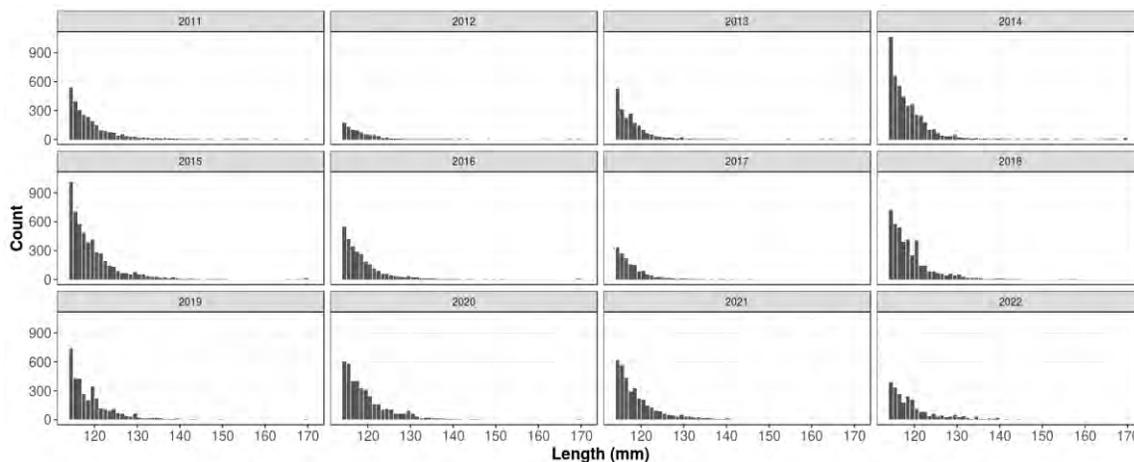


Figura 75 Serie (2011 - 2022) de distribución de frecuencia de tallas agrupadas cada 1 mm de LC para la langosta de Juan Fernández en torno al subsistema de Robinson Crusoe – Santa Clara.

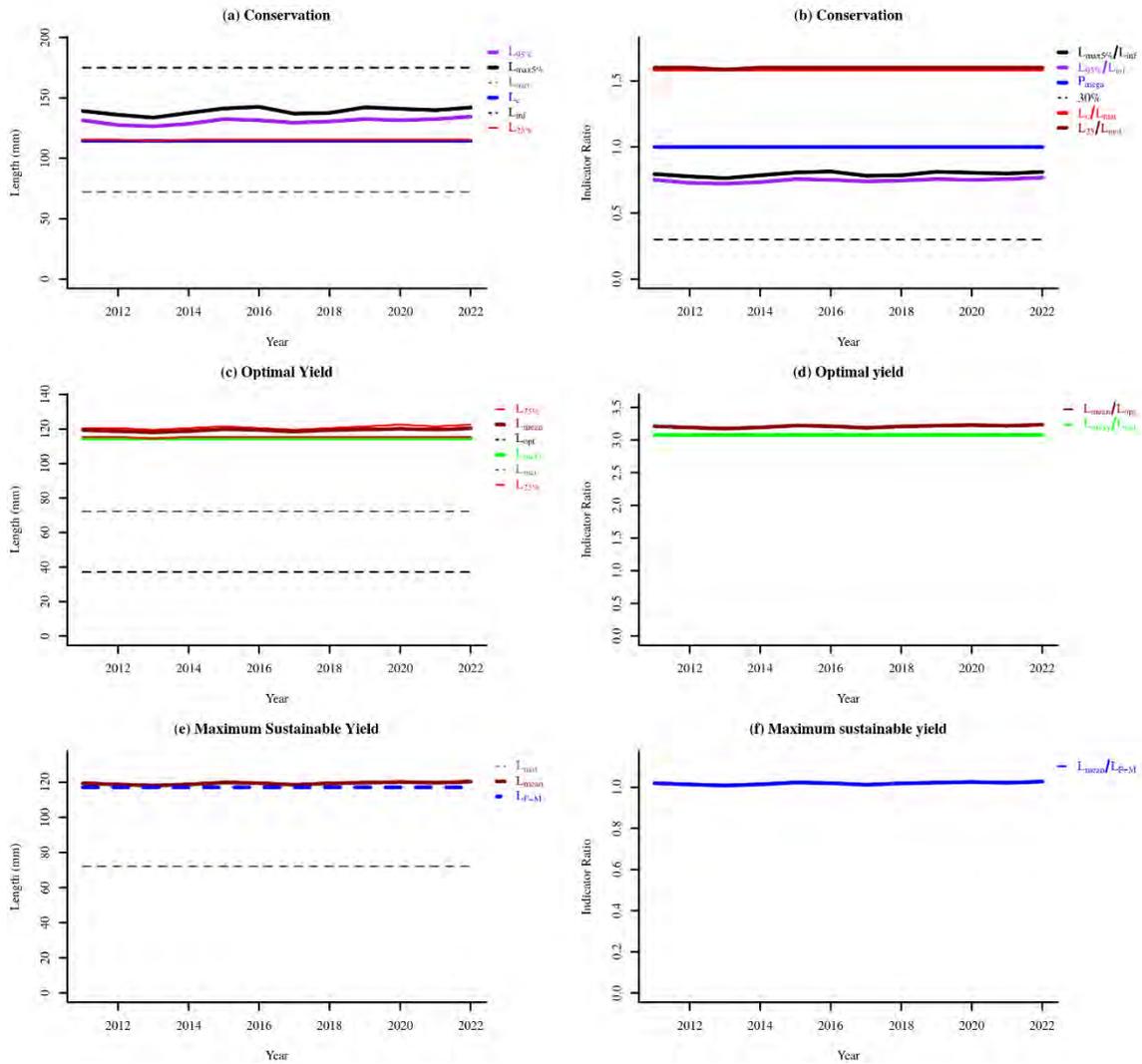


Figura 76 Tendencia de los indicadores basados en las tallas para el stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández en el subsistema de RC-SC bajo un escenario de mortalidad natural $M = 0.1$.

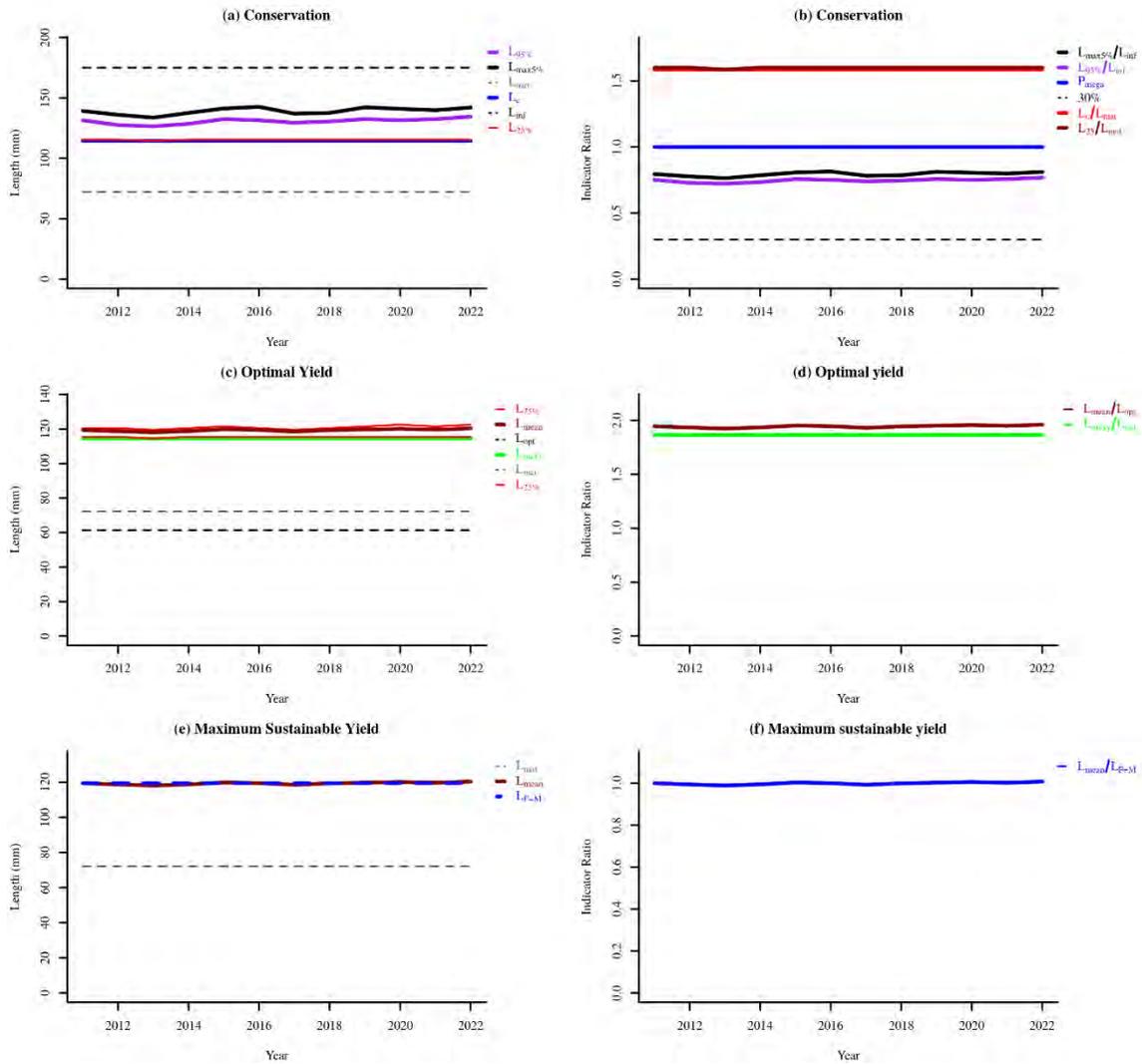


Figura 77 Tendencia de los indicadores basados en las tallas para el stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández en el subsistema de RC-SC bajo un escenario de mortalidad natural $M = 0.05$.

La modelación del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández vinculada al subsistema de Alejandro Selkirk contó con una serie de registros de estructuras de tallas más extensa que la documentada para RC-SC, pero igualmente truncadas en 115 mm de longitud cefalotorácica (LC) en atención a la medida de manejo de la pesquería y con un grupo *plus* en 170 mm LC como límite superior (Figura 78). Los parámetros de ingreso para el modelo de AS estuvieron constituidos por: $L_{mat} = 72.1776$; $L_{\infty} = 175$; $K = 0.009$; y $L_c = 115$ mm LC junto al primer escenario de sensibilidad ($M = 0.1$) en la relación M/K . Los resultados de este proceso de modelación *LBI* sugieren que la conservación de individuos más grandes en el subsistema de AS se encuentra por debajo del nivel de referencia pero cercano a 0.8 (L_{max5}/L_{∞} ; $L_{95\%}/L_{\infty}$ deben ser >0.8 ; Tabla 30 y Figura 79), siendo la conservación de individuos megadesovantes resguardada por **la longitud de primera captura (≥ 115 mm LC)**, la que se encuentra muy por sobre la longitud de primera madurez (72.1776 mm LC), y en consiguiente, resguardando a los individuos inmaduros. En cuanto al rendimiento óptimo (L_{opt}), se ha detectado que la biomasa de la cohorte es maximizada cerca de ~40 mm LC (Figura 79 c).

Cuando la mortalidad natural fue $M = 0.05$ en la relación M/K que fue ingresada en el modelo *LBI* para el subsistema de AS, también se detectó que individuos más grandes (L_{max5}/L_{∞} y $L_{95\%}/L_{\infty}$) estuvieron bajo el nivel de referencia afectando su conservación (Tabla 30 y Figura 80), pero individuos megadesovantes estarían resguardados al igual que los individuos inmaduros dado la talla mínima legal de extracción (**≥ 115 mm LC**). Al igual que para el subsistema RC-SC, las diferencias entre los escenarios de mortalidad natural ($M = 0.1$ y $M = 0.05$) en AS indican que L_{opt} , que corresponde al tamaño óptimo de la cohorte donde se maximiza la producción fue de ~60 mm LC cuando $M = 0.05$ (Figura 80c). Basado en ambos escenarios, las estimaciones de los indicadores de razones del rendimiento óptimo cuando M fue igual a 0.1 y a 0.05, (Figura 79d y Figura 80d) también estuvieron por sobre el valor sugerido ~1 (Tabla 30).

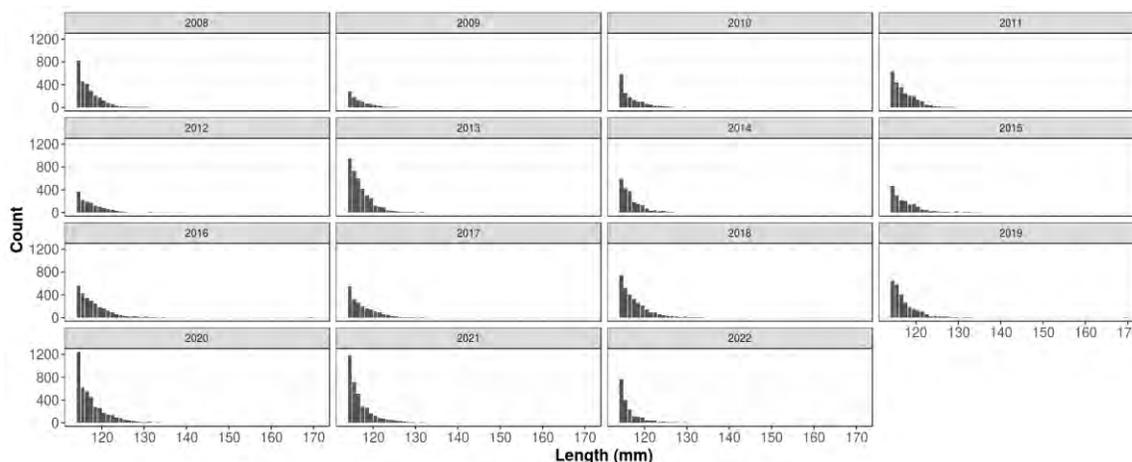


Figura 78 Serie (2008 - 2022) de distribución de frecuencia de tallas agrupadas cada 1 mm de LC para la langosta de Juan Fernández en el subsistema de Alejandro Selkirk.

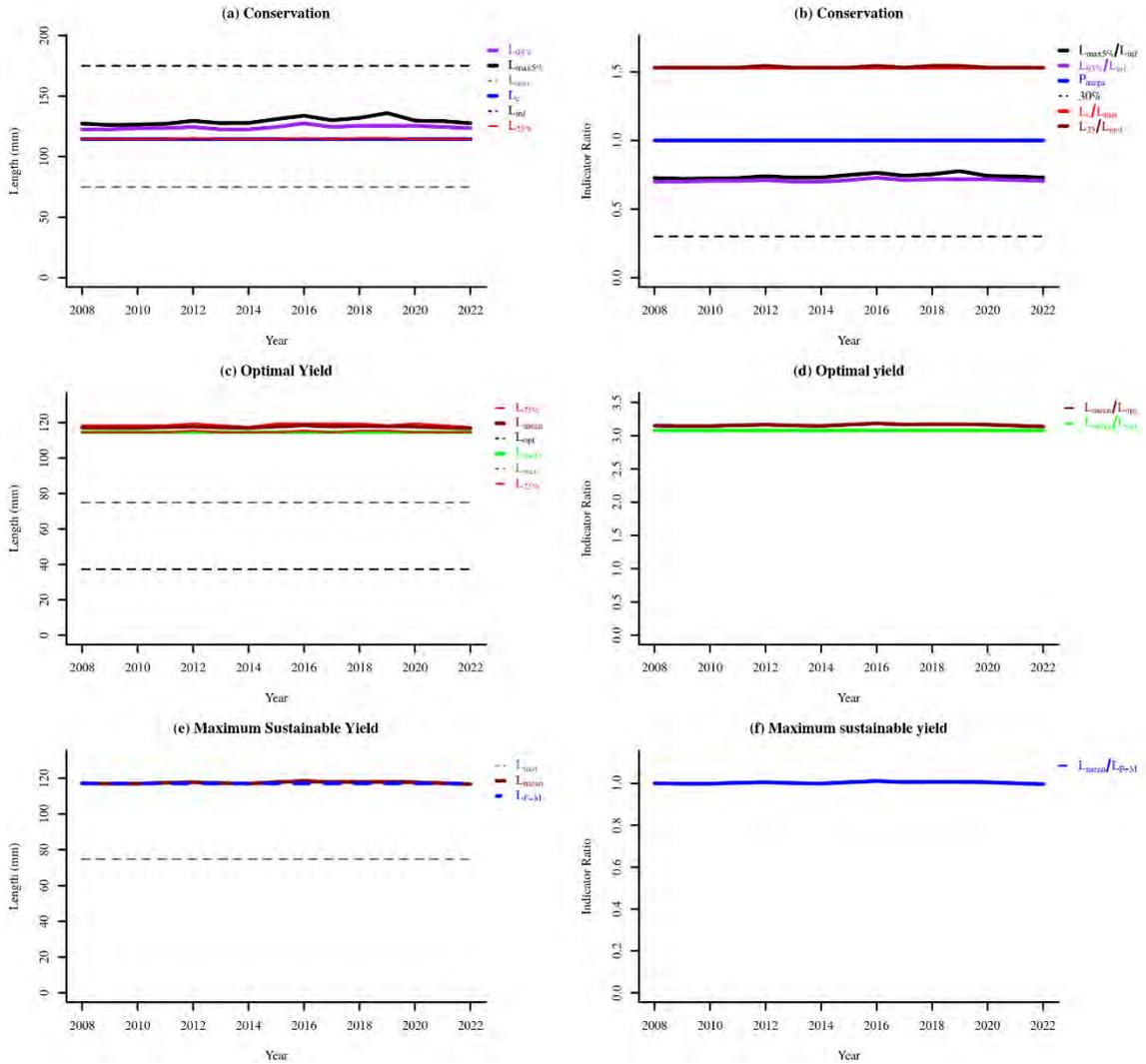


Figura 79 Tendencia de los indicadores basados en las tallas para el stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández en el subsistema AS bajo un escenario de mortalidad natural $M = 0.1$.

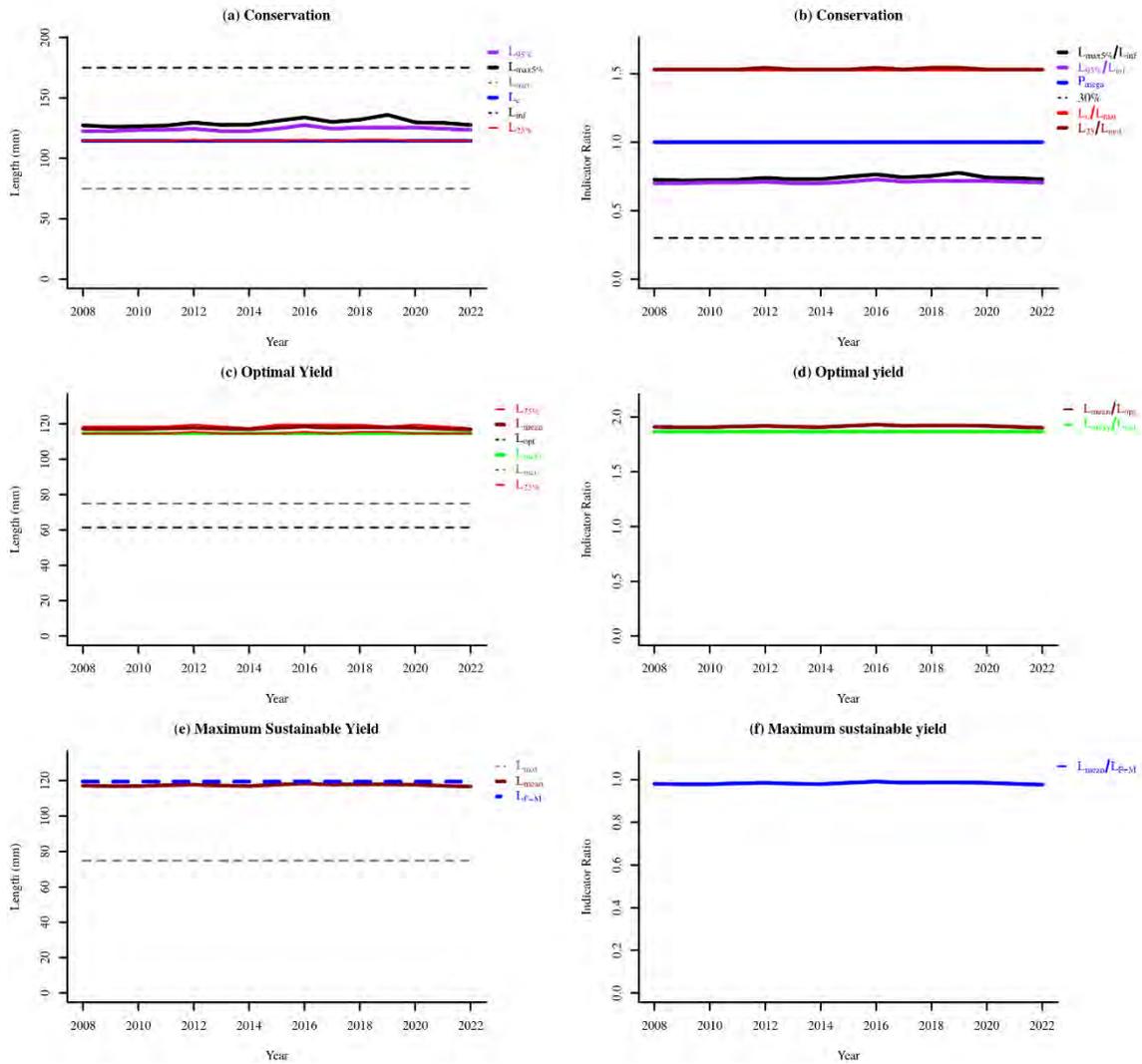


Figura 80 Tendencia de los indicadores basados en las tallas para el stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández en el subsistema AS bajo un escenario de mortalidad natural $M = 0.05$.

Para modelar el stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández en el subsistema de Islas Desventuradas mediante un enfoque *LBI*, se contó con una serie más corta de tallas que van desde los años 2019 hasta 2022 e igualmente truncadas en 115 mm de longitud cefalotorácica (LC) y con un grupo *plus* de 170 mm (Figura 81). Los parámetros de historia de vida asociados al subsistema de ID fueron los mismos para la modelación del subsistema de RC-SC y AS, de este modo se consideraron los parámetros: $L_{mat} = 72.1776$; $L_{\infty} = 175$; $K = 0.009$; y $L_c = 115 \text{ mm LC}$, además del primer escenario de sensibilidad cuya mortalidad natural fue $M = 0.1$ cuando se imputó la relación M/K . Basado en los resultados del proceso de modelación *LBI* para el subsistema de ID, se identificó que a diferencia de los subsistemas RC-SC y AS la conservación de individuos más grandes se encuentra sobre el nivel de referencia hasta el año 2021, decayendo luego hasta 0.82 durante el año 2022 (L_{max5}/L_{∞} ; $L_{95\%}/L_{\infty}$ Tabla 30 y Figura 82). Del mismo modo la conservación de individuos megadesovantes se encuentran bajo resguardo, así como individuos más pequeños, inmaduros y potenciales desovantes (Figura 82). En cuanto al rendimiento óptimo (L_{opt} , tamaño óptimo de la cohorte donde se maximiza la producción cuando $F = 0$) se tiene que la biomasa de la cohorte estaría siendo maximizada en ~40 mm LC (Figura 82c).

Cuando la mortalidad natural $M = 0.05$ fue ingresada en la relación M/K del modelo *LBI* para el subsistema de ID no se detectaron diferencias evidentes en la conservación de individuos pequeños ni grandes. Así, individuos más grandes (L_{max5}/L_{∞} y $L_{95\%}/L_{\infty}$) estuvieron por sobre el nivel de referencia de conservación (>0.8 ; Tabla 30 y Figura 83), al igual que individuos megadesovantes los cuales han sido históricamente resguardados por la diferencia entre la longitud de primera **captura ($\geq 115 \text{ mm LC}$)** y de primera madurez (72.1776 mm LC), permitiendo conservar a la vez a los individuos más pequeños e inmaduros (Tabla 30 y Figura 83). Las diferencias de ambos escenarios de mortalidad natural también fueron observadas en L_{opt} , detectándose que el tamaño óptimo de la cohorte donde se maximiza la producción cuando $F = 0$ es de ~60 mm LC bajo una mortalidad natural de 0.05 (Figura 83c). Aun cuando las estimaciones de L_{opt} fueron diferentes dados los escenarios de M igual a 0.1 y a 0.05, los indicadores de razones del rendimiento óptimo (Figura 82d y Figura 83d) estuvieron por sobre el valor sugerido ~1 (Tabla 30).

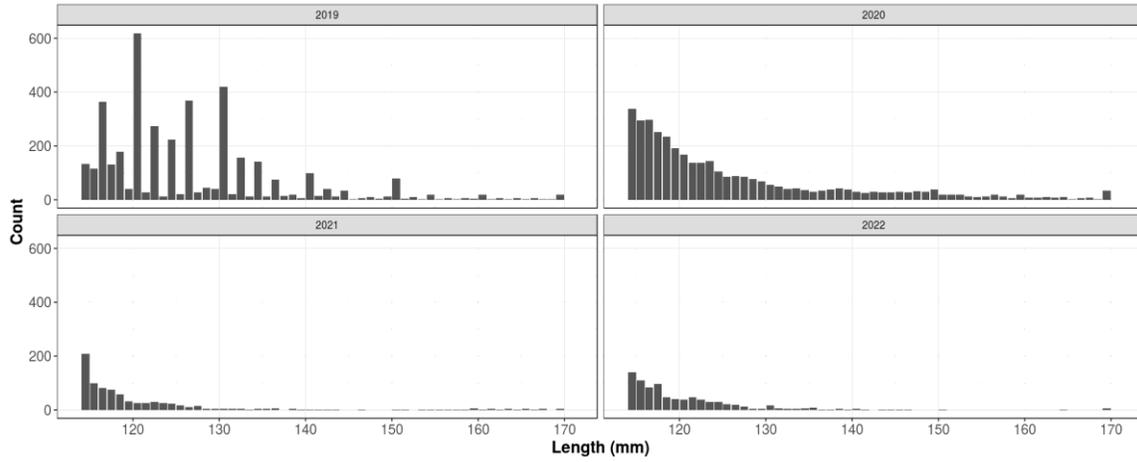


Figura 81 Serie (2019 - 2022) de distribución de frecuencia de tallas agrupadas cada 1 mm de LC para la langosta de Juan Fernández en torno al subsistema Islas Desventuradas .

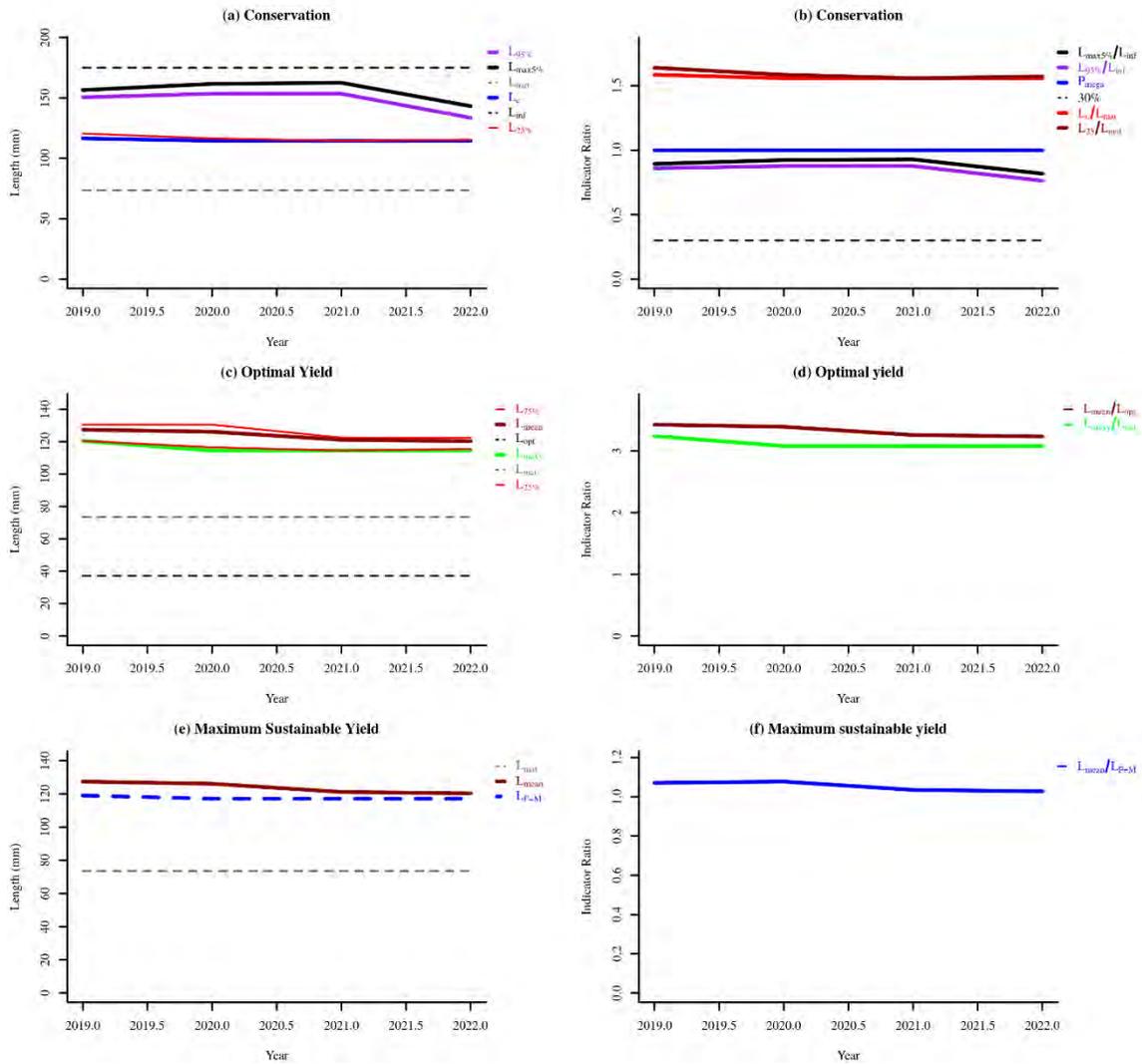


Figura 82 Tendencia de los indicadores basados en las tallas para el stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández en el subsistema ID bajo un escenario de mortalidad natural $M = 0.1$.

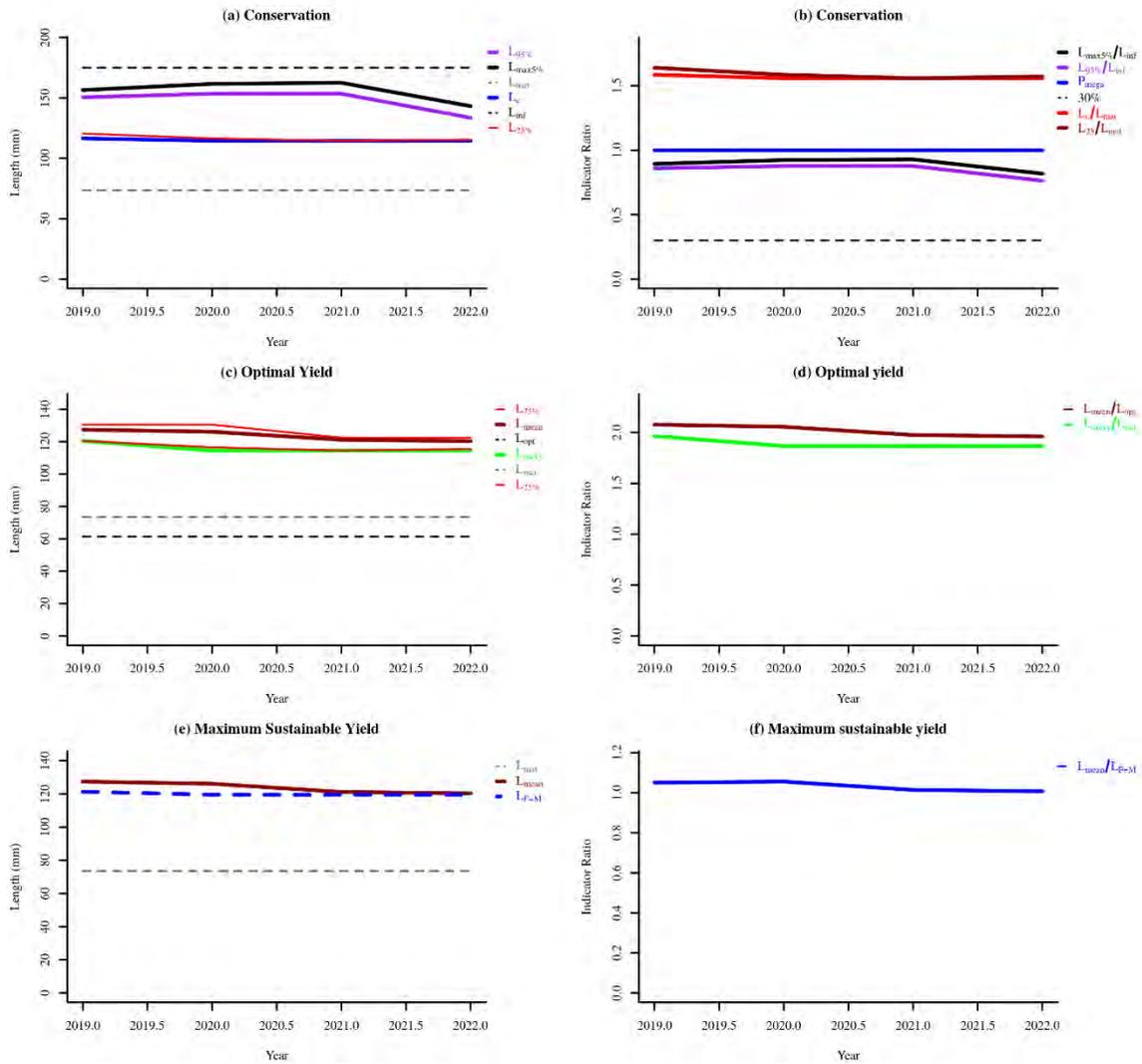


Figura 83 Tendencia de los indicadores basados en las tallas para el stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández en el subsistema ID bajo un escenario de mortalidad natural $M = 0.05$.

4.2.1.4 Modelo de evaluación de stocks limitado en datos: Modelo de depleción combinado con modelos de producción excedente.

4.2.1.4.1 Compilación y depuración de las bases de datos de resultados de la pesca

Las bases de datos disponibles han sido de dos tipos: (1) resultados de 54117 días de pesca entre 2002 y 2023 en Robinson Crusoe, 11190 días entre 2009 y 2021 en Alejandro Selkirk, y 2200 días entre 2010 y 2018 en Islas Desventuradas, y (2) registros de muestreos biológicos con longitud cefalotorácica en los tres subsistemas (Robinson Crusoe – Santa Clara, Alejandro Selkirk e Islas Desventuradas) y los parámetros de la relación longitud-peso ($a=0.0018$, $b=2.716$) con longitud en mm y peso en gramos.

Como la base de datos de resultados de la pesca está estructurada al nivel más básico, del viaje de pesca individual, y tiene la fecha de zarpe y la fecha de recalada de cada viaje, hemos escogido medir el esfuerzo pesquero como el número de días de pesca por semana. Los resultados de agregar la base de datos al paso de tiempo semanal y registrar el esfuerzo de pesca como el número de días de pesca por semana se muestran en la Figura 84 para las 21 temporadas 2002-2003 a 2022-2023. Nuestras bases de datos para Alejandro Selkirk (Figura 90) e Islas Desventuradas (Figura 95) se ven similar. Las bases de datos de las tres zonas, incluyendo estimaciones estadísticas del peso medio por semana, están disponibles en formato .RData para su rápida y sencilla actualización y uso continuado.

En RC-SC, en la Figura 84 se aprecian evidentes datos erróneos, por ejemplo Temporada 8, 2009-2010, en que las dos semanas con enorme esfuerzo de pesca, obtienen capturas prácticamente nulas. Otro caso similar se observa en la temporada 4, 2005-2006, en una semana. Casos adicionales de datos obviamente erróneos existen en las temporadas 1 (1 semana), 7 (1 semana), 17 (1 semana), y 19 (1 semana), y 20 (1 semana). Datos erróneos también se observan en AS (Figura 90), por ejemplo en la temporada 3, 6, 11 y 12, mientras que ejemplos similares se observan en ID en las temporadas 7 y 8 (Figura 95)

En todos esos casos, las semanas conflictivas fueron tratadas como datos perdidos. Para reemplazar esos datos perdidos con unos datos imputados utilizamos la técnica estadística imputación multivariada por cadena de ecuaciones en el paquete mice (Van Buuren *et al.*, 2011) de R. Para todos los reemplazos utilizamos el método de emparejamiento por medias predictivas (pmm), 1000 iteraciones y 1 imputación. El procedimiento completo desde las bases de datos originales puede reproducirse con el guión de programación entregado en las bases de datos del proyecto. Ese guión está estructurado en secciones y subsecciones para facilitar su comprensión y uso. Idéntica metodología se utilizó para pulir las bases de datos de Alejandro Selkirk e Islas Desventuradas.

Se debe hacer notar que la reproducción de todo el análisis no va a producir resultados idénticos a los de este trabajo debido al uso de la técnica de imputación de datos, a su vez necesaria para reemplazar problemas en las bases de datos originales. Lo que sí se espera, es que cualquier reproducción de todo el código sin ningún cambio va a producir resultados muy parecidos a los reportados aquí.

Como se aprecia en las Figura 84, Figura 90 y Figura 95, en los tres subsistemas existe una buena relación entre la medida de esfuerzo escogida, días de pesca por semana, y la captura obtenida en esa semana, lo que apunta a que los modelos de depleción en CatDyn podrán explicar una buena proporción de la variación semanal de las capturas.

4.2.1.4.2 Compilación de las bases de datos biológica y generación de un modelo accesorio de peso medio por semana

Los datos de capturas en la base de datos de resultados de la pesca están registrados en biomasa (toneladas por viaje de pesca) pero el modelo de depleción requiere esos datos de captura en número de langostas. Por lo tanto fue necesario generar un vector de pesos medios por semana en la captura para todas las series de tiempo (2002-2003 a 2022-2023 en Robinson Crusoe – Santa Clara, 2009-2019 a 2022-2023 en Alejandro Selkirk, y 2010-2011 a 2017-2018 en Islas Desventuradas) para dividir la captura en peso semanal y obtener la captura en número semanal.

Con este fin, los datos en la base de datos biológica con muestreos de longitud cefalotorácica fueron utilizados para generar un modelo accesorio de cambios en la longitud a través de las semanas del año. Este modelo consistió en una *spline* ajustada con la función loess en R. Los datos y los resultados para los tres subsistemas se muestran en la Figura 85. Las tallas medias crecen desde el inicio del año hacia el final de cada temporada de pesca y, al iniciar la siguiente temporada, estas son menores. El modelo *spline* genera tallas relativamente bajas al inicio de cada temporada y esas tallas empiezan a subir y siguen subiendo hasta el final de la temporada.

Con este modelo, que predice la talla media en cada semana, fue predicha la talla media semanal en todas las temporadas y en los tres subsistemas. Como el modelo *spline* también genera errores estándar de estimación, fue predicha la talla media semanal en estas temporadas utilizando la predicción del modelo y agregando un error aleatorio circunscrito a 2 errores estándar por encima y debajo de la predicción. Esto se ha realizado con el paquete *Runuran* de R.

Por último, fueron convertidos los vectores de talla media de cada temporada a vectores de peso medio utilizando la relación longitud peso con los parámetros fijados en los valores que se indican arriba.

4.2.1.4.3 Evaluación de stocks por modelos de depleción en Robinson Crusoe – Santa Clara, 2002-2003 a 2022-2023

Para cada temporada fue ajustado un número variable de variantes que difieren en la función de verosimilitud (4 opciones), el método numérico para maximizar la función de verosimilitud (3 opciones), y el número de entradas de abundancia por (i) reclutamiento de langostas que alcanzan la talla de retención y (ii) movimientos de flota que añaden nuevos caladeros durante la temporada de pesca (desde 1 a 5 entradas), produciendo un total de 1015 variantes en las 21 temporadas (Tabla 31). De entre éstas, 284 produjeron convergencia numérica exitosa, aunque cabe destacar que un gran número de variantes que convergieron numéricamente fueron declaradas convergencias fallidas debido a que predijeron biomazas demasiado altas (> 200 toneladas al final de la temporada) y mortalidad natural demasiado alta (> 0.05 por semana).

El ajuste del modelo a los datos de capturas en número por semana de la variante seleccionada para cada temporada se representa en la Figura 86 (resultados completos en el ANEXO VI: Resultados del ajuste de modelos de depleción y producción por temporada y subsistema insular). En estas figuras, el panel superior presenta los datos (puntos) y las capturas predichas (línea), y los paneles inferiores son gráficos de diagnóstico de residuales. En general, el modelo de depleción sigue muy bien la dinámica de las capturas semanales, aunque en RC-SC los mejores ajustes se obtienen en las temporadas con las capturas más altas (2010-2011, 2011-2012, 2014-2015).

Los parámetros estimados por máxima verosimilitud de cada variante seleccionada para cada temporada (exceptuando entradas de abundancia posterior a la primera de cada temporada) se muestran en la Figura 87. La mortalidad natural estimada es como se espera, dada una longevidad presumida de 45 años como máximo y similar a las estimaciones recopiladas por Ernst et al. (2008, Reporte Final FIPA-2008-24) en su Tabla 28, aunque en algunos años (2005-2006 y 2015-2016) se incrementa sustancialmente. La abundancia al inicio de cada temporada (finales de septiembre a inicios de octubre) tiende a ser del orden de 10 a 50 mil langostas en los últimos años aunque llegó a ser mucho más alta al inicio de la serie de tiempo (2002 a 2006). Las mayores entradas de abundancia durante la temporada ocurren generalmente en la primera entrada, que se ubica entre la semana 40 (octubre) y 50 (diciembre, coincidiendo con los menores tallas y pesos de las langostas individuales (Figura 85). Esto indica que esta primera entrada es el pulso del reclutamiento, cuando las langostas juveniles alcanzan la talla de retención. Esta entrada por reclutamiento es del orden de 10 a 40 mil langostas aunque puede ser tan alta como 80 mil langostas (2010-2011, Figura 87). Las restantes entradas de abundancia durante la temporada, de entre 1 y 4 en número, y que ocurren en todas las temporadas excepto 2002-2003, 2005-2006, y 2009-2010, deben ser interpretadas como movimientos de flota que agregan nuevas partes del stock a la abundancia **vulnerable**. **Los parámetros que corresponden a la operación pesquera propiamente tal (k , α , β)** indican que cada unidad de esfuerzo captura del orden de 10-4 partes del stock por unidad de esfuerzo (día de pesca), que la pesca alterna años de fuerte saturabilidad con años de proporcionalidad y de ligera sinergia en la relación entre capturas y esfuerzo, y que también alterna años de fuerte hiper-estabilidad con años de proporcionalidad y de ligera hiper-depleción en la relación entre capturas y abundancia.

Los modelos de depleción seleccionados para cada temporada en RC-SC muestran que la mortalidad por pesca excede con mucho a la mortalidad natural en casi todas las temporadas de pesca, con las excepciones de las temporadas 2005-2006 y 2015-2016 (Figura 88). Es notable también que en las últimas dos temporadas de pesca la mortalidad por pesca ha caído mucho, aunque aún fue mayor que la mortalidad natural.

Los modelos de depleción produjeron una serie de tiempo de biomasa y su error estándar al inicio de cada temporada de pesca (septiembre-octubre). Estos resultados, junto con las capturas totales de cada temporada, fueron usados para ajustar el modelo de producción excedente Pella-Tomlinson y determinar así puntos biológicos de referencia y estado de la explotación.

4.2.1.4 Evaluación de stocks por modelos de producción excedente en Robinson Crusoe – Santa Clara, 2002-2003 a 2022-2023

El modelo de producción excedente de Pella-Tomlinson de tres parámetros no convergió exitosamente en ADMB, pese a intentar variantes con y sin bordes para cada uno y de probar con

diferentes fases de optimización. Este modelo presupone que la biomasa en el año anterior (2001-2003) al primer año de la serie de tiempo (2002-2003) (B_0) era igual a la capacidad de carga del ambiente (K). El modelo de cuatro parámetros, que admite que $B_0 \neq K$, logró converger imponiendo bordes para el parámetro de simetría de la función de producción (p) y dejando a los otros tres parámetros (B_0 , K , r) libres. Las biomásas anuales predichas por el modelo se identificaron como variables derivadas a reportar por ADMB y también se estimaron, así como sus errores estándar. Por lo tanto, el modelo tuvo cuatro parámetros a estimar durante la optimización y 21 biomásas a estimar posterior a la optimización. Además, estimamos la biomasa predicha en el año siguiente (2023-2024) al más reciente de la serie de tiempo (2022-2023).

Las correlaciones entre los estimados de los parámetros directos (B_0 , K , p , r) y las biomásas anuales muestran una buena conducta, aunque hay un gran número de correlaciones positivas altas (Figura 89). El gradiente máximo fue muy bajo (~10-4) y la matriz Hessiana fue positiva y definida.

Tabla 31

Conjunto de variantes de modelos de depleción intentadas (NVI), número que convergió en R (N.V.C), función de verosimilitud de la variante seleccionada (V.V.S.; n=normal, apn=adjusted profile normal, apln: adjusted profile lognormal), método numérico de la variante seleccionada (M.V.S.), y los pasos de tiempo (S.I.: semana inicial en año 1 de la temporada; S.F.: semana final en año 2 de la temporada; P1 a P5 son las semanas en que ocurrió una entrada de abundancia) para el subsistema RC-SC.

Temporada	N.V.I	N.V.C	V.V.S.	M.V.S	S.I.(año 1)	P1	P2	P3	P4	P5	S.F.(año 2)
2002-2003	20	16	n	CG	38	43					20
2003-2004	28	24	apn	spg	35	46	47				18
2004-2005	20	16	apn	spg	39	47	53				18
2005-2006	68	8	apn	spg	34	42					18
2006-2007	30	8	apn	CG	38	43	56				19
2007-2008	42	8	apn	spg	39	43	46	57			20
2008-2009	26	16	n	spg	38	44					19
2009-2010	26	8	apln	spg	38	44					19
2010-2011	20	12	apn	spg	34	37	46				20
2011-2012	75	6	apn	Nelder-Mead	39	41	44	52			20
2012-2013	15	7	apn	CG	39	42	51				19
2013-2014	54	13	apn	spg	38	42	45	51			18
2014-2015	168	21	apn	CG	39	42	45	47	49	57	18
2015-2016	90	6	apnk	Nelder-Mead	38	42	46	54	58		18
2016-2017	24	14	apnl	spg	38	42	45	51			19
2017-2018	42	12	apn	Nelder-Mead	39	41	45	51			18
2018-2019	42	16	apn	CG	39	47	56	70			19
2019-2020	78	15	apn	Nelder-Mead	38	53	60				18
2020-2021	54	26	apn	CG	38	45	52	58	69		18
2021-2022	51	16	apn	spg	38	45	53	59	64		18
2022-2023	42	16	n	spg	38	46	52				16

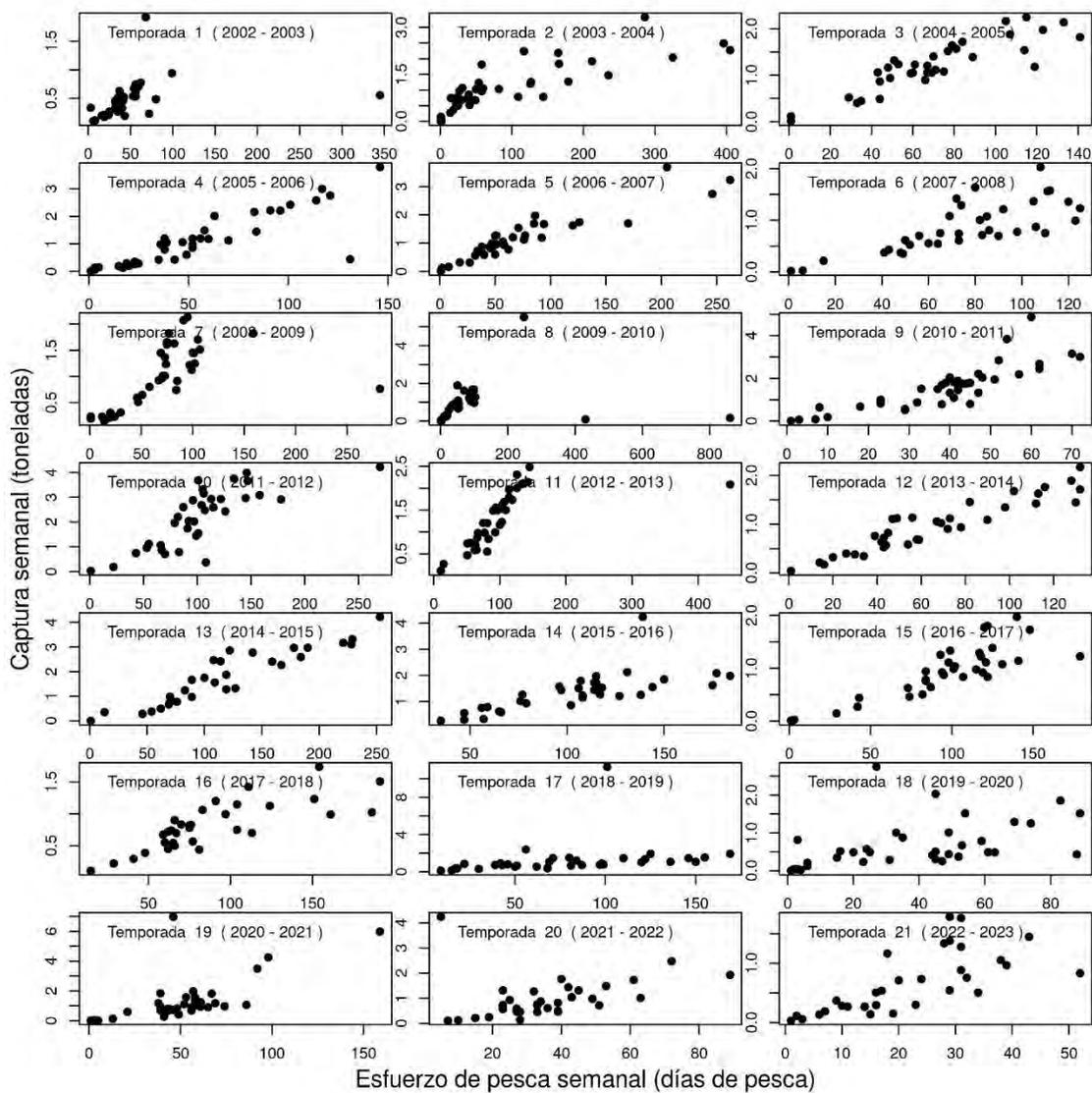


Figura 84 Datos crudos de esfuerzo de pesca y capturas semanales de 21 temporadas de pesca de langosta de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe – Santa Clara.

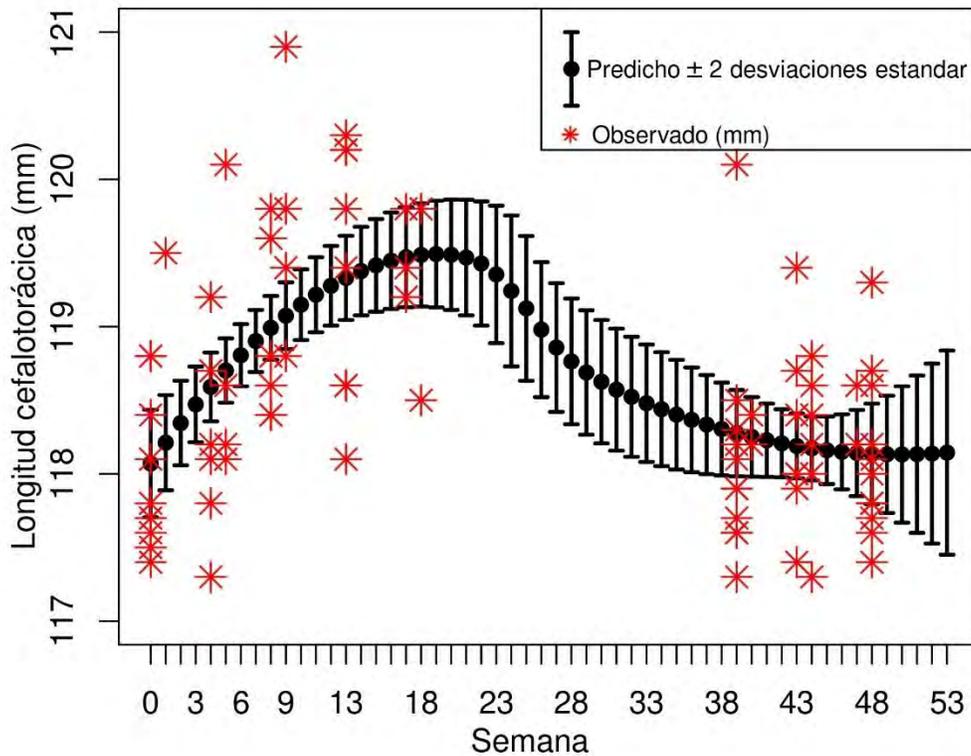


Figura 85 Datos de longitud cefalotorácica de langostas de Juan Fernández en la pesca por semana obtenidos entre 2008 y 2020 y modelo spline ajustado a los datos.

Fleet = nasas, Perturbations = 2, Distribution = Anormal, Numerical algorithm = spg

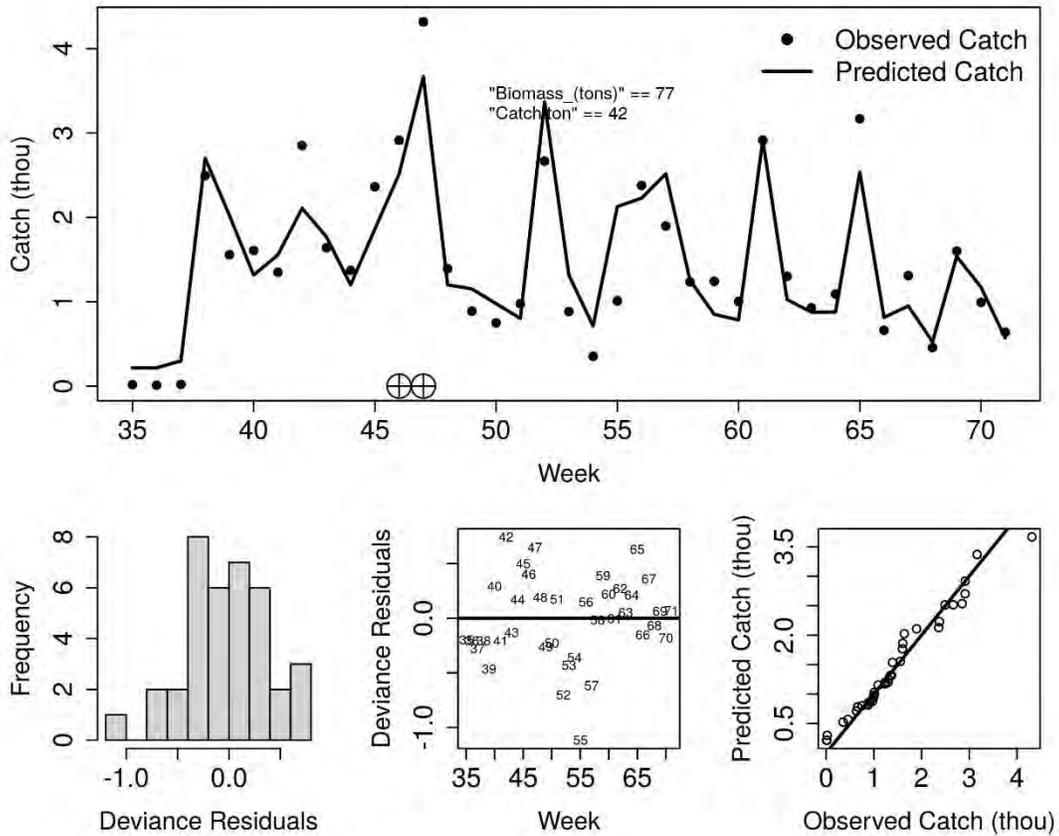


Figura 86 Representación del ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe – Santa Clara en la temporada 2002-2003. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

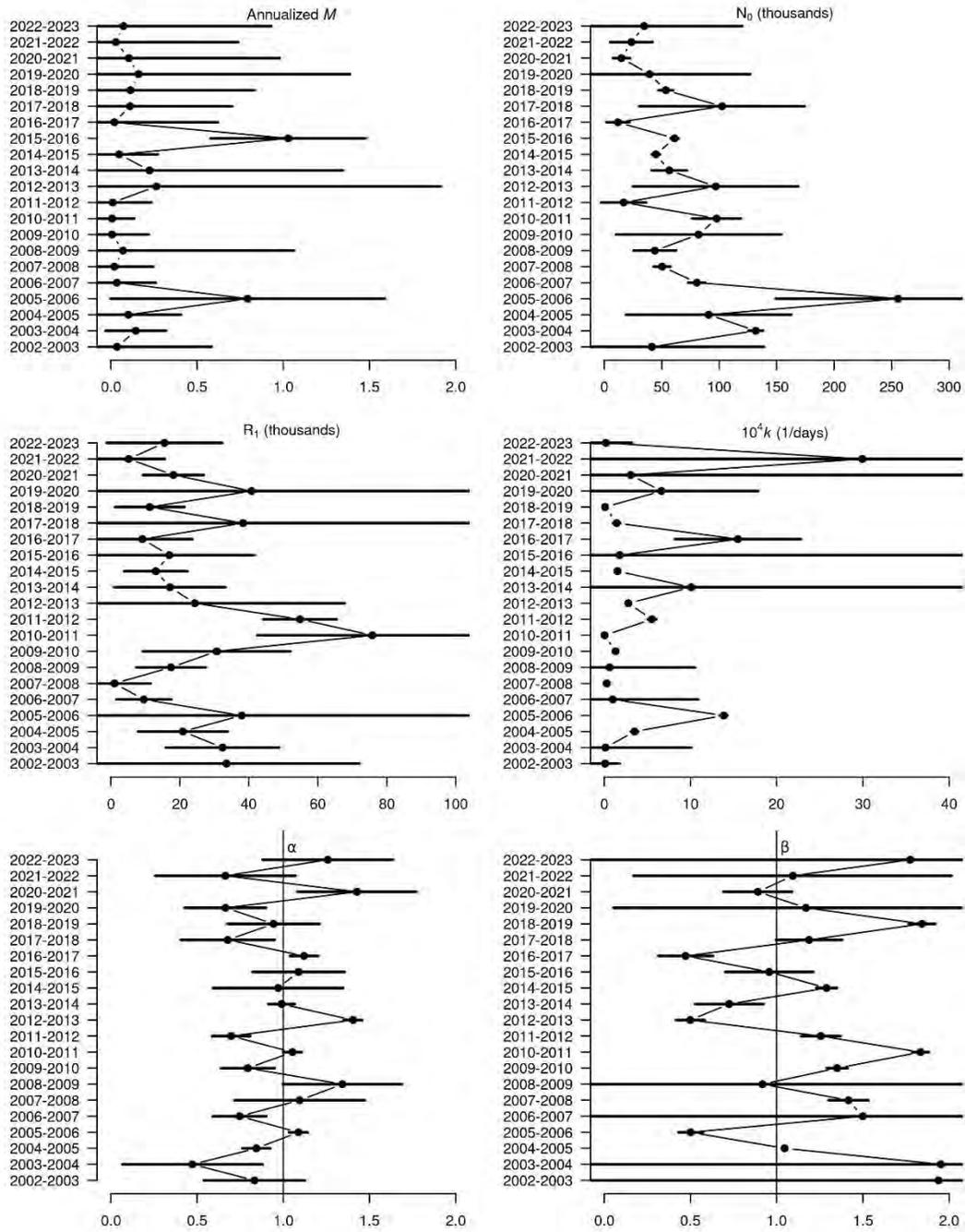


Figura 87 Parámetros estimados por los modelos de depleción para cada una de las temporadas de pesca de langosta de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe – Santa Clara. Las barras son dos errores estándar por debajo y por arriba del estimado.

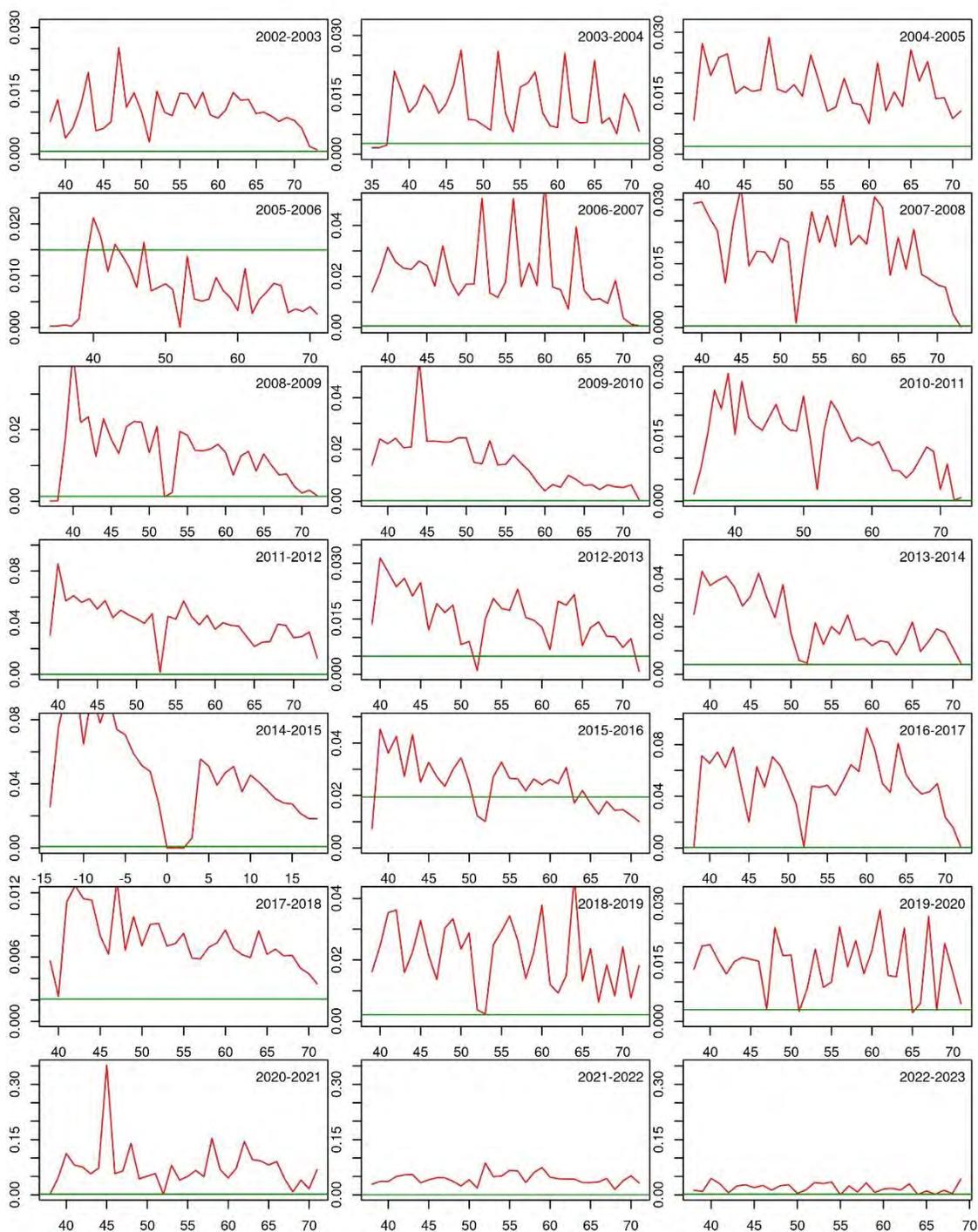


Figura 88 Tasas de mortalidad por pesca (línea roja) y natural (línea verde) estimadas por el modelo de depleción seleccionado para cada una de 21 temporadas de pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe – Santa Clara.

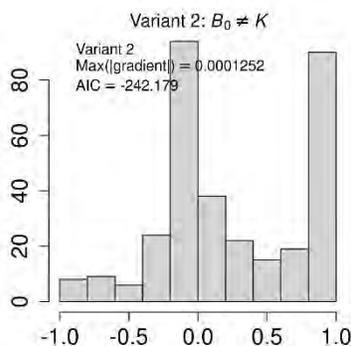


Figura 89 Histograma de correlaciones pareadas de los parámetros estimados directamente y las biomásas anuales del modelo de producción excedente Pella-Tomlinson aplicado a biomásas iniciales y capturas totales de 21 temporadas de pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe – Santa Clara.

4.2.1.4.5 Evaluación de stocks por modelos de depleción en Alejandro Selkirk, 2009-2010 a 2022-2023

Para cada temporada fue ajustado un número variable de variantes que difieren en la función de verosimilitud (4 opciones), el método numérico para maximizar la función de verosimilitud (3 opciones), y el número de entradas de abundancia por (i) reclutamiento de langostas que alcanzan la talla de retención y (ii) movimientos de flota que añaden nuevos caladeros durante la temporada de pesca (desde 1 a 5 entradas), produciendo un total de 693 variantes en las 14 temporadas (Tabla 32). De entre éstas, 392 produjeron convergencia numérica exitosa, aunque cabe destacar que un gran número de variantes que convergieron numéricamente fueron declaradas como convergencias fallidas debido a que predijeron biomásas demasiado altas (> 200 toneladas al final de la temporada) y mortalidad natural demasiado alta (> 0.05 por semana).

El ajuste del modelo a los datos de capturas en número por semana de la variante seleccionada para cada temporada se representa en la Figura 91 (resultados completos en el ANEXO VI: Resultados del ajuste de modelos de depleción y producción por temporada y subsistema insular). En general, el modelo de depleción sigue muy bien la dinámica de las capturas semanales, aunque los mejores ajustes se obtienen en las temporadas con las capturas más altas, con la excepción de la temporada 2018-2019 (Anexo VI, Figura 28), en que a pesar de lograr una captura de casi 50 toneladas, los tres plots diagnóstico de residuos presentan anomalías, y las capturas predichas por el modelo no sigue bien a las capturadas observadas.

Los parámetros estimados por máxima verosimilitud de cada variante seleccionada para cada temporada (exceptuando entradas de abundancia posterior a la primera de cada temporada) se muestran en la Figura 92. La mortalidad natural estimada tiende a ser exactamente como se espera dada una longevidad presumida de 45 años como máximo y similar a las estimaciones recopiladas por Ernst et al. (2008, Reporte Final FIPA-2008-24) en su Tabla 28, aunque en algunos años (2009-2010, 2013-2014 y 2014-2015) se incrementa sustancialmente. La abundancia al inicio de la cada temporada tiende a ser del orden de 10 mil langostas en los últimos años aunque llegó a ser mucho

más alta al inicio de la serie de tiempo (2009-2010 a 2013-2014). Las mayores entradas de abundancia durante la temporada ocurren generalmente en la primera entrada, que se ubica entre la semana 40 (octubre) y 50 (diciembre, coincidiendo con los menores tallas y pesos de las langostas individuales (Figura 85). Esto indica que esta primera entrada es el pulso del reclutamiento, cuando las langostas juveniles alcanzan la talla de retención. Esta entrada por reclutamiento es del orden de 10 a 40 mil langostas (Figura 97). Las restantes entradas de abundancia durante la temporada, de entre 1 y 4 en número, y que ocurren en todas las temporadas excepto 2019-2020, deben ser interpretadas como movimientos de flota que agregan nuevos partes del stock a la abundancia vulnerable. **Los parámetros que corresponden a la operación pesquera propiamente tal (k , α , β)** indican que cada unidad de esfuerzo captura del orden de 10^{-4} partes del stock por unidad de esfuerzo (día de pesca), que la pesca alterna años de moderada saturabilidad con años de proporcionalidad en la relación entre capturas y esfuerzo, y que en los últimos años (2018-2019 a 2022-2023) tiende a ser hiper-deplecionada en la relación entre capturas y abundancia.

Los modelos de depleción seleccionados para cada temporada muestran que la mortalidad por pesca excede con mucho a la mortalidad natural en casi todas las temporadas de pesca, con las excepciones de las temporadas 2009-2010, 2013-2014, 2014-2015, y 2016-2017 (Figura 93).

Los modelos de depleción produjeron una serie de tiempo de biomazas y su error estándar al inicio de cada temporada de pesca (septiembre-octubre). Estos resultados, junto con las capturas totales de cada temporada, fueron usados para ajustar el modelo de producción excedente Pella-Tomlinson y determinar así puntos biológicos de referencia y estado de la explotación.

4.2.1.4.6 Evaluación de stocks por modelos de producción excedente en Alejandro Selkirk, 2009-2010 a 2022-2023

El modelo de producción excedente de Pella-Tomlinson de tres parámetros no logró converger exitosamente en ADMB sin imponer bordes en ninguno de los tres parámetros. Este modelo presupone que la biomasa en el año anterior (2008-2009) al primer año de la serie de tiempo (2009-2010) (B_0) era igual a la capacidad de carga del ambiente (K). El modelo de cuatro parámetros, que **admite que $B_0 \neq K$, logró converger imponiendo bordes** para el parámetro de simetría de la función de producción (p) y dejando a los otros tres parámetros (B_0 , K , r) libres. Las biomazas anuales predichas por el modelo fueron identificadas como variables derivadas a reportar por ADMB así que también fueron estimadas así como sus errores estándar. Por lo tanto el modelo tuvo cuatro parámetros a estimar durante la optimización y 14 biomazas a estimar posterior a la optimización. Además estimamos la biomasa predicha en el año siguiente (2023-2024) al más reciente de la serie de tiempo (2022-2023).

Las correlaciones entre los estimados de los parámetros directos (B_0 , K , p , r) y las biomazas anuales muestran una buena conducta aunque hay un gran número de correlaciones positivas altas (Figura 94). El gradiente máximo fue muy bajo ($\sim 10^{-5}$) y la matriz Hessiana fue positiva y definida.

Tabla 32

Conjunto de variantes de modelos de depleción intentadas (NVI), número que convergió en R (N.V.C), función de verosimilitud de la variante seleccionada (V.V.S; n=normal, apn=adjusted profile normal, apln: adjusted profile lognormal), método numérico de la variante seleccionada (M.V.S.), y los pasos de tiempo (S.I.: semana inicial en año 1 de la temporada; S.F.: semana final en año 2 de la temporada; P1 a P5 son las semanas en que ocurrió una entrada de abundancia) para el subsistema AS.

Temporada	N.V.I	N.V.C	V.V.S.	M.V.S	S.I.(año 1)	P1	P2	P3	P4	P5	S.F.(año 2)
2009-2010	28	28	apln	CG	39	40	52	54			6
2010-2011	26	23	apn	CG	36	37	47	53			15
2011-2012	33	21	apn	CG	38	47	51				18
2012-2013	54	32	apn	spg	40	47	68				20
2013-2014	78	38	apn	spg	38	39	46	49	54	65	18
2014-2015	27	1	n	Nelder-Mead	37	46	48	57	59		16
2015-2016	48	28	apn	spg	39	43	54	58			18
2016-2017	93	50	apn	Nelder-Mead	38	39	42	44	51	54	20
2017-2018	42	24	apn	CG	41	45	52	67			19
2018-2019	84	46	apln	CG	40	46	53	55			19
2019-2020	3	1	apn	Nelder-Mead	40	46					22
2020-2021	102	64	apn	spg	39	45	52	58	69		18
2021-2022	48	24	n	Nelder-Mead	40	45	49	54	57	68	19
2022-2023	27	12	apn	CG	40	44	54	59			19

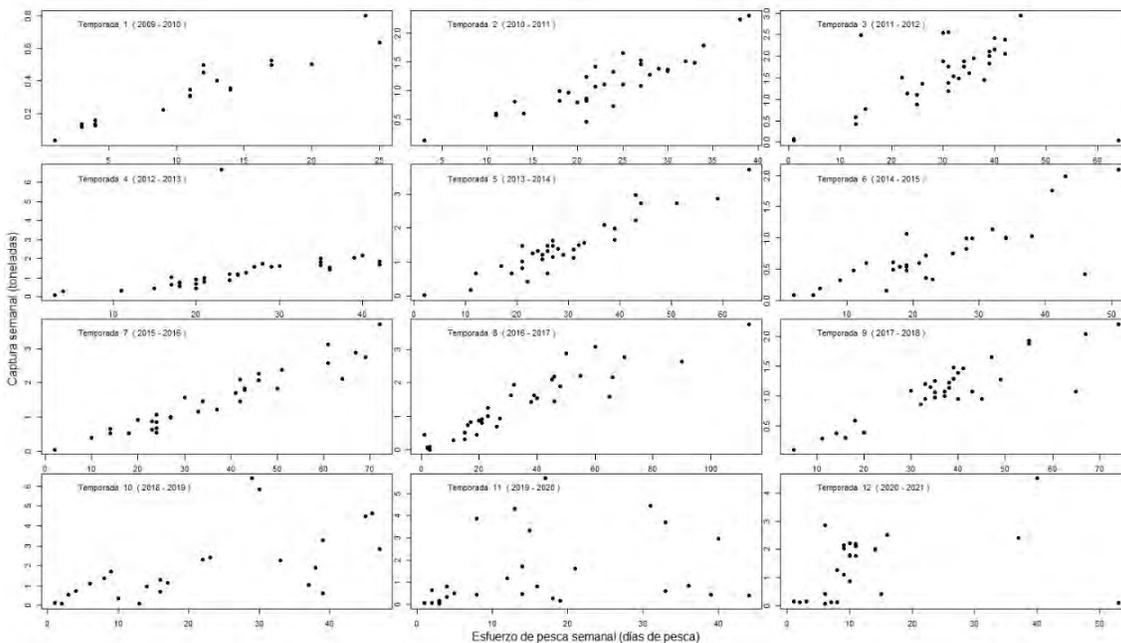


Figura 90 Datos crudos de esfuerzo de pesca y capturas semanales de 12 temporadas de pesca de langosta de Juan Fernández en el subsistema Alejandro Selkirk.

Fleet = nasas, Perturbations = 2, Distribution = Anormal, Numerical algorithm = CG

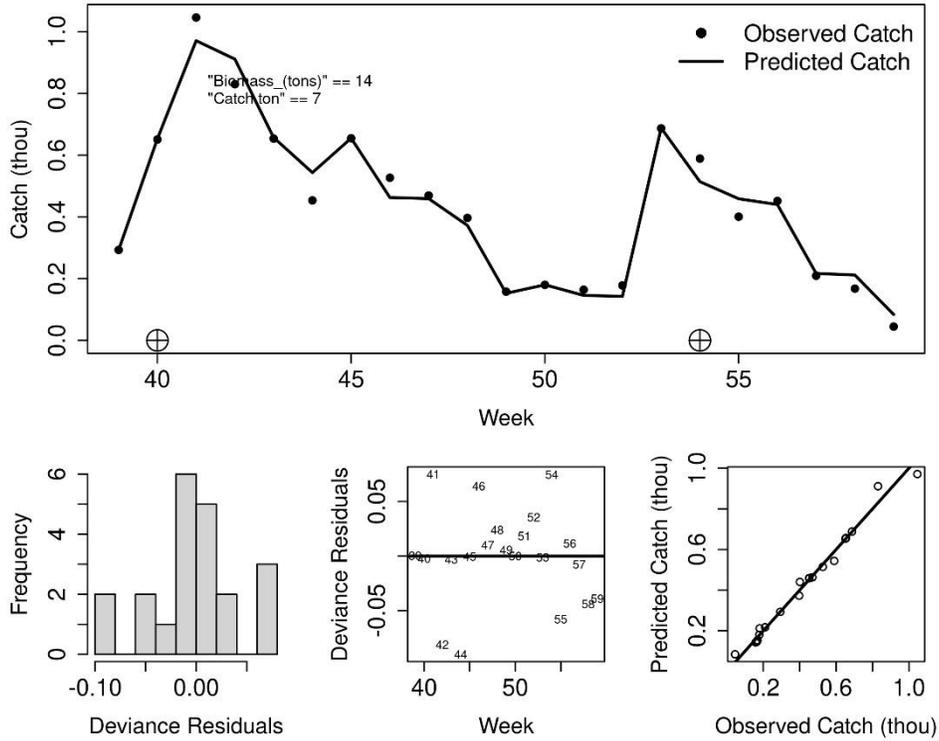


Figura 91 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Alejandro Selkirk en la temporada 2009-2010. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

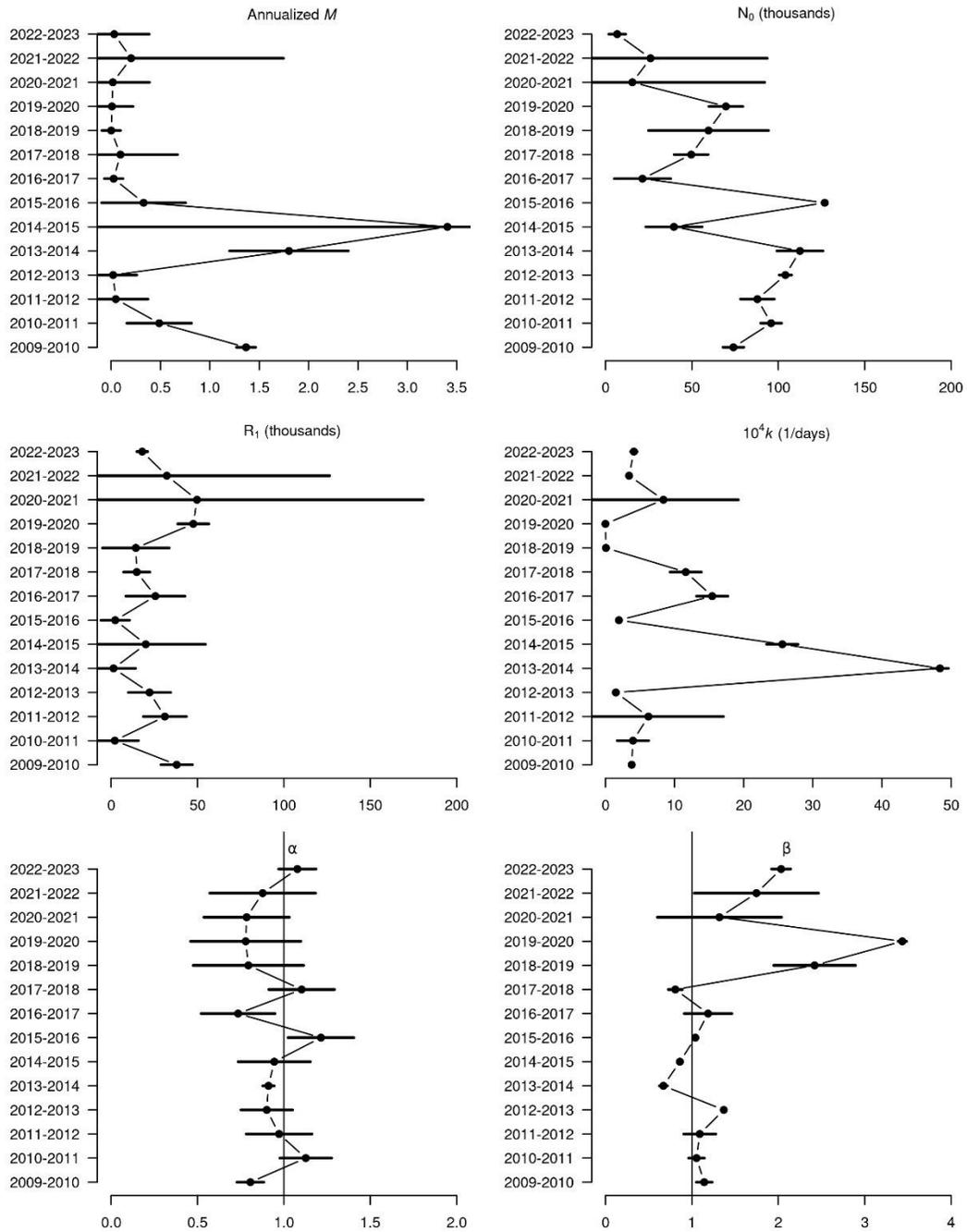


Figura 92 Parámetros estimados por los modelos de depleción para cada una de las 14 temporadas de pesca de langosta de Juan Fernández en el subsistema Alejandro Selkirk. Las barras son dos errores estándar por debajo y por arriba del estimado.

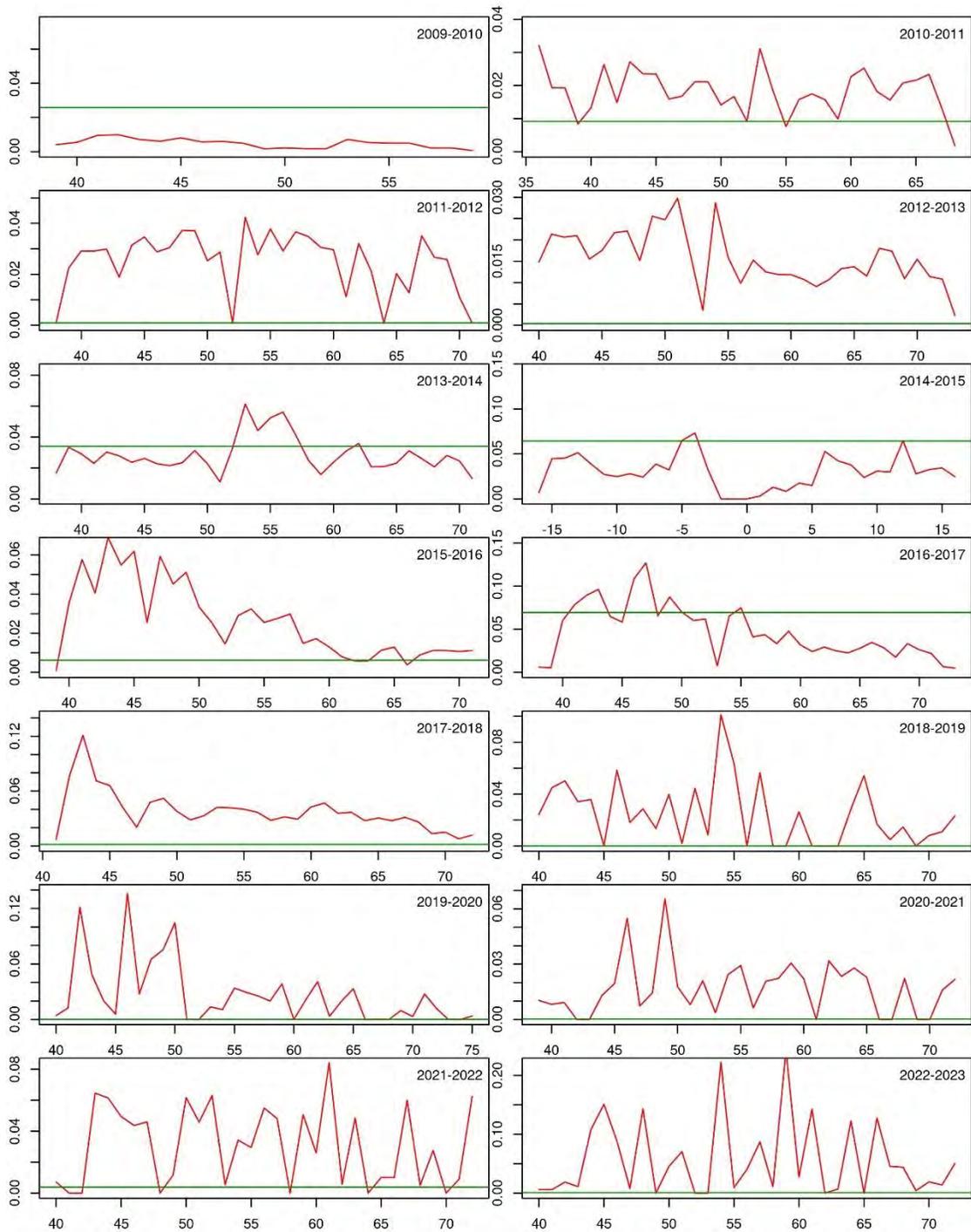


Figura 93 Tasas de mortalidad por pesca (línea roja) y natural (línea verde) estimadas por el modelo de depleción seleccionado para cada una de 14 temporadas de pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Alejandro Selkirk.

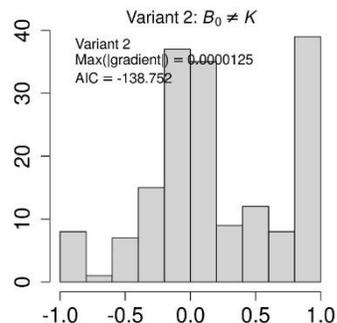


Figura 94 Histograma de correlaciones pareadas de los parámetros estimados directamente y las biomazas anuales del modelo de producción excedente Pella-Tomlinson aplicado a biomazas iniciales y capturas totales de 14 temporadas de pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Alejandro Selkirk.

4.2.1.4.7 Evaluación de stocks por modelos de depleción en Islas Desventuradas, 2010-2011 a 2017-2018

Para cada temporada hemos ajustado un número variable de variantes que difieren en la función de verosimilitud (4 opciones), el método numérico para maximizar la función de verosimilitud (3 opciones), y el número de entradas de abundancia por (i) reclutamiento de langostas que alcanzan la talla de retención y (ii) movimientos de flota que añaden nuevos caladeros durante la temporada de pesca (desde 1 a 2 entradas), produciendo un total de 192 variantes en las 8 temporadas (Tabla 33). De entre éstas, 102 produjeron convergencia numérica exitosa, aunque cabe destacar que un gran número de variantes que convergieron numéricamente fueron declaradas como convergencias fallidas debido a que predijeron biomazas demasiado altas (> 100 toneladas al final de la temporada) y mortalidad natural demasiado alta (> 0.05 por semana).

El ajuste del modelo a los datos de capturas en número por semana de la variante seleccionada para cada temporada se representa en la Figura 96 (resultados completos en el ANEXO VI: Resultados del ajuste de modelos de depleción y producción por temporada y subsistema insular). En general, el modelo de depleción sigue muy bien la dinámica de las capturas semanales, incluso en las temporadas más cortas y con las capturas más bajas.

Los parámetros estimados por máxima verosimilitud de cada variante seleccionada para cada temporada (exceptuando entradas de abundancia posterior a la primera de cada temporada) se muestran en la Figura 97. La mortalidad natural estimada tiende a ser exactamente como se espera dada una longevidad presumida de 45 años como máximo y similar a las estimaciones recopiladas por Ernst et al. (2008, Reporte Final FIPA-2008-24) en su Tabla 28, aunque en algunos años (2011-2012, 2012-2013) se incrementa sustancialmente. La abundancia al inicio de la cada temporada tiende a ser del orden de 15 mil langostas en los últimos años y no ha sido mucho más alta en las primeras temporadas. De hecho este subsistema tiene las menores abundancias de los tres subsistemas y el menor número de entradas durante la temporada (dos como máximo). La entrada de abundancia por reclutamiento, que se ubica entre la semana 40 (octubre) y 50 (diciembre), es del orden de 5 mil langostas en los últimos años. Los parámetros que corresponden a la operación pesquera propiamente tal (k , α , β) indican que cada unidad de esfuerzo captura del orden de 10-4

partes del stock por unidad de esfuerzo (día de pesca), que la pesca ha estado saturada en las dos temporadas más recientes (relación entre capturas y esfuerzo) y que tiende a ser proporcional o hiper-deplecionada (relación entre capturas y abundancia).

Los modelos de depleción seleccionados para cada temporada muestran que la mortalidad por pesca excede con mucho a la mortalidad natural en todas las temporadas más recientes, desde 2013-2014 a 2017-2018 (Figura 98).

Los modelos de depleción produjeron una serie de tiempo de biomazas y su error estándar al inicio de cada temporada de pesca (septiembre-octubre). Estos resultados, junto con las capturas totales de cada temporada, fueron usados para ajustar el modelo de producción excedente Pella-Tomlinson y determinar así puntos biológicos de referencia y estado de la explotación. Cabe hacer notar que en este subsistema la serie de biomazas y sus errores estándar desde los modelos de depleción, es muy corta, de sólo ocho años, así que la capacidad para estimar los parámetros del modelo de producción excedente es escasa.

4.2.1.4.8 Evaluación de stocks por modelos de producción excedente en Islas Desventuradas, 2010-2011 a 2017-2018.

El modelo de producción excedente de Pella-Tomlinson de tres parámetros no logró converger exitosamente en ADMB bajo ninguna condición. El modelo de cuatro parámetros, que admite que **$B_0 \neq K$** , logró converger pero sólo imponiendo bordes muy estrechos para los parámetros de simetría de la función de producción (p) y tasa intrínseca de crecimiento poblacional (r), y bordes amplios para B_0 y K . De hecho el ajuste de este modelo a la serie de tiempo de ocho biomazas y sus errores estándar y ocho desembarques totales anuales fue condicionado para que los estimados de p y r fueran muy parecidos a los estimados obtenidos con las series de tiempo más largas de Robinson Crusoe y Alejandro Selkirk.

Las correlaciones entre los estimados de los parámetros directos (B_0 , K , p , r) y las biomazas anuales muestran una pobre conducta, con un gran número de correlaciones altas, tanto positivas como negativas (Figura 99). El gradiente máximo fue muy bajo ($\sim 10^{-5}$) y la matriz Hessiana fue positiva y definida.

Tabla 33

Conjunto de variantes de modelos de depleción intentadas (N.V.I), número que convergió en R (N.V.C), función de verosimilitud de la variante seleccionada (V.V.S; n=normal, apn=adjusted profile normal, apln: adjusted profile lognormal), método numérico de la variante seleccionada (M.V.S.), y los pasos de tiempo (S.I.: semana inicial en año 1 de la temporada; S.F.: semana final en año 2 de la temporada; P1 a P5 son las semanas en que ocurrió una entrada de abundancia) para el subsistema ID.

Temporada	N.V.I	N.V.C	V.V.S.	M.V.S	S.I.(año 1)	P1	P2	S.F.(año 2)
2010-2011	30	18	n	Nelder-Mead	39	47		11
2011-2012	24	12	apn	spg	40	41	49	13
2012-2013	36	20	n	Nelder-Mead	40	43	45	13
2013-2014	15	12	apn	spg	52	57		19
2014-2015	15	5	apn	CG	38	41		51
2015-2016	30	14	apln	Nelder-Mead	39	42	54	4
2016-2017	21	13	apln	CG	39	45	47	5
2017-2018	21	8	apn	Nelder-Mead	39	43		10

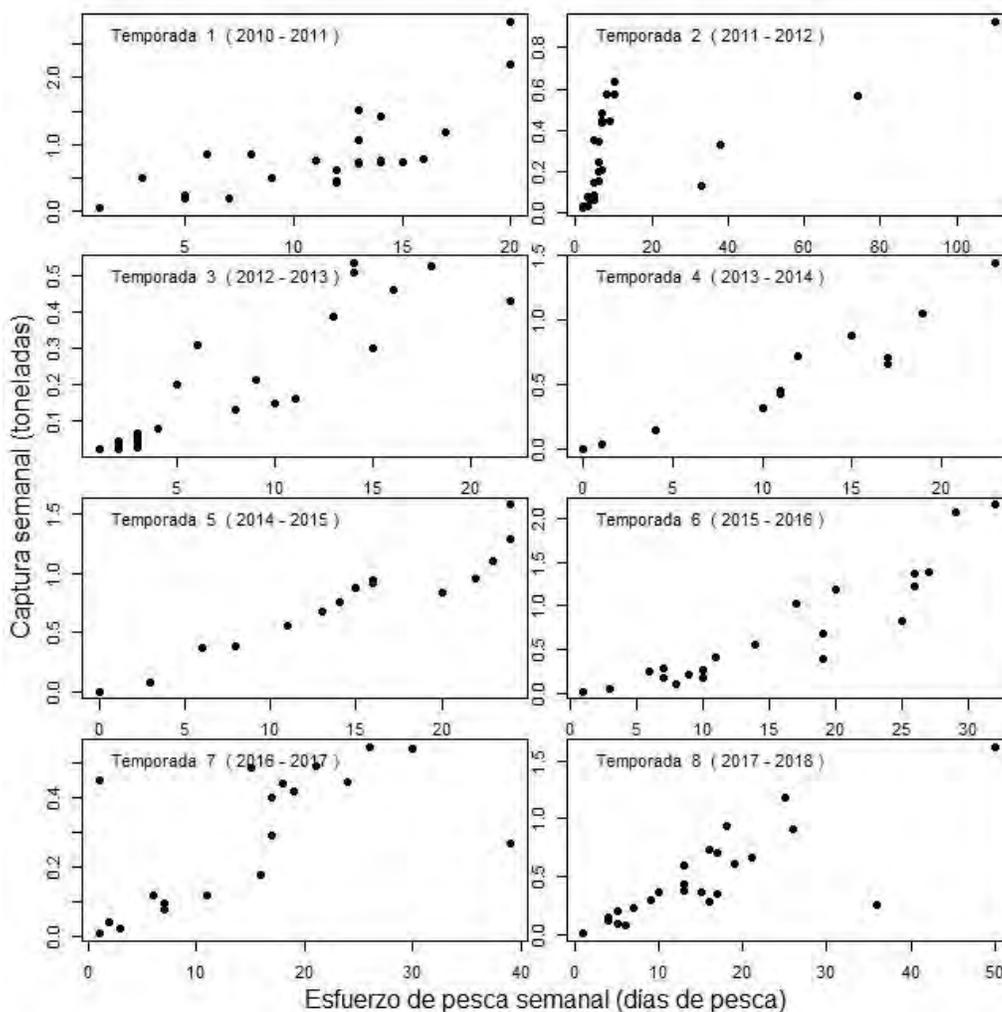


Figura 95 Datos crudos de esfuerzo de pesca y capturas semanales de 8 temporadas de pesca de langosta de Juan Fernández en el subsistema Islas Desventuradas.

Fleet = nasas, Perturbations = 1, Distribution = Normal, Numerical algorithm = Nelder-Mead

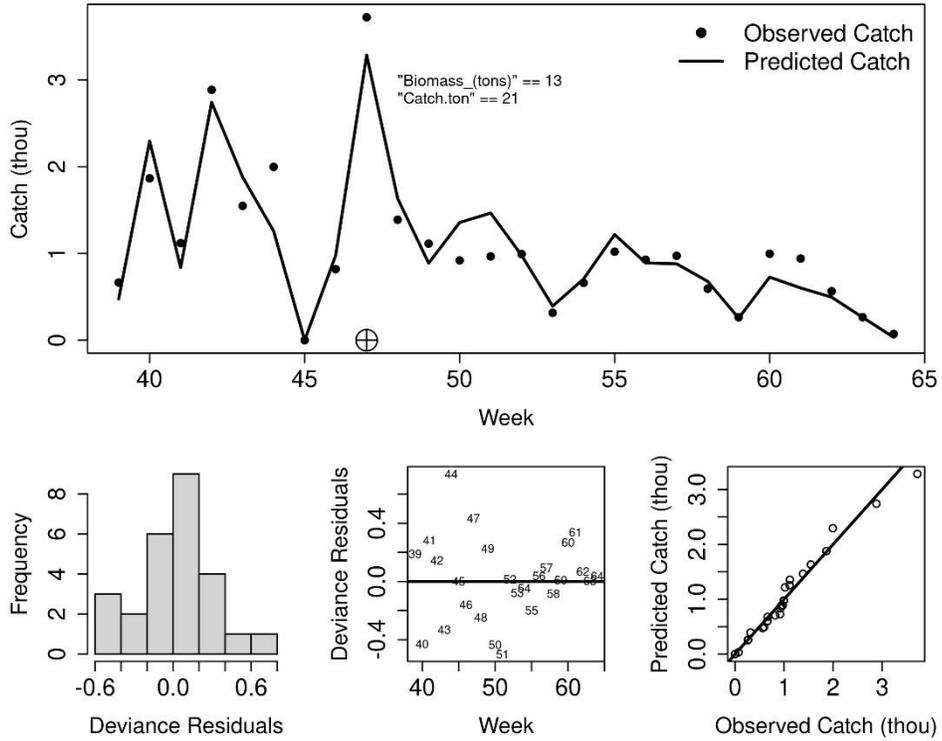


Figura 96 Representación del ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Islas Desventuradas en la temporada 2010-2011. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

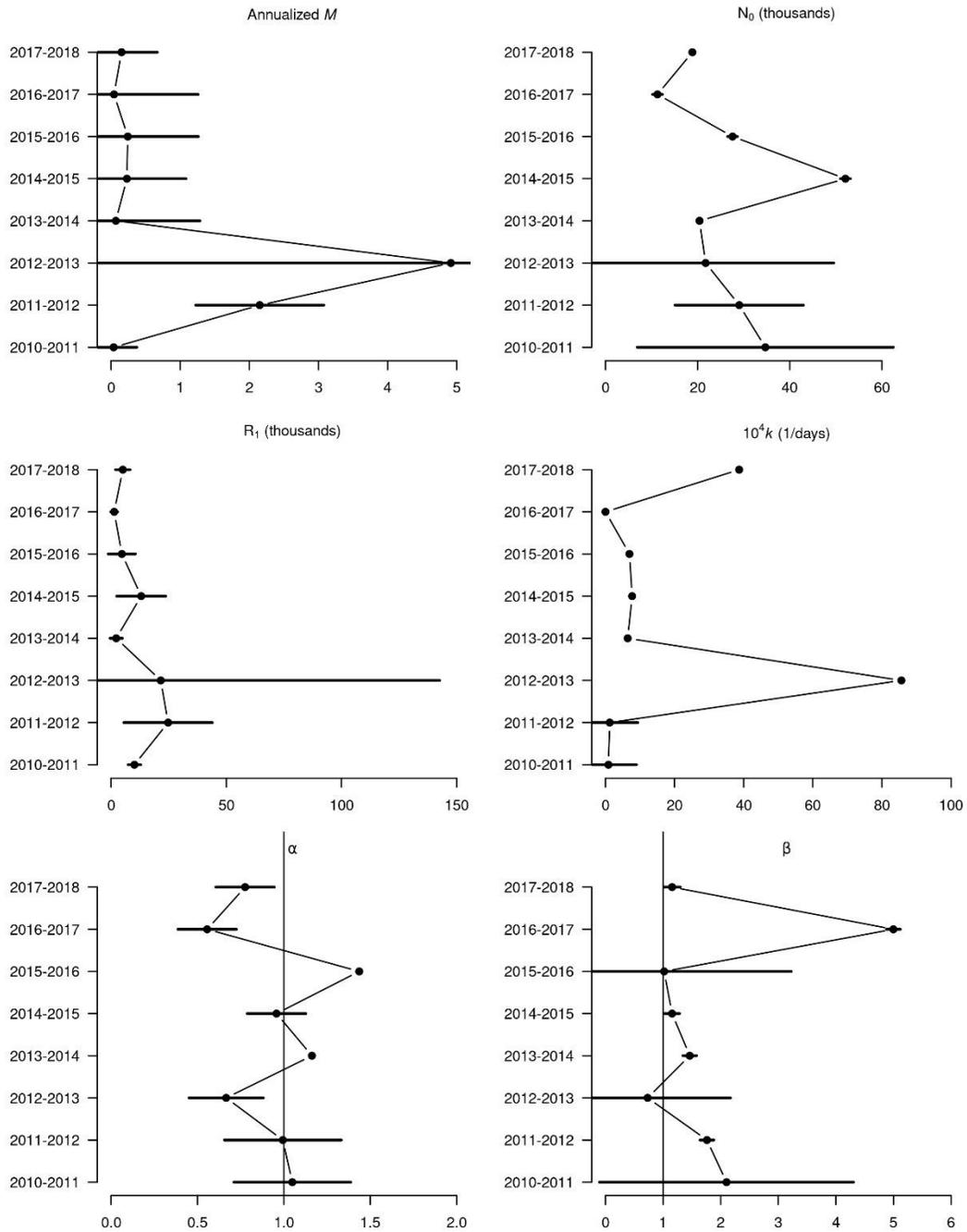


Figura 97 Parámetros estimados por los modelos de depleción para cada una de las temporadas de pesca de langosta de Juan Fernández en el subsistema Islas Desventuradas. Las barras son dos errores estándar por debajo y por arriba del estimado.

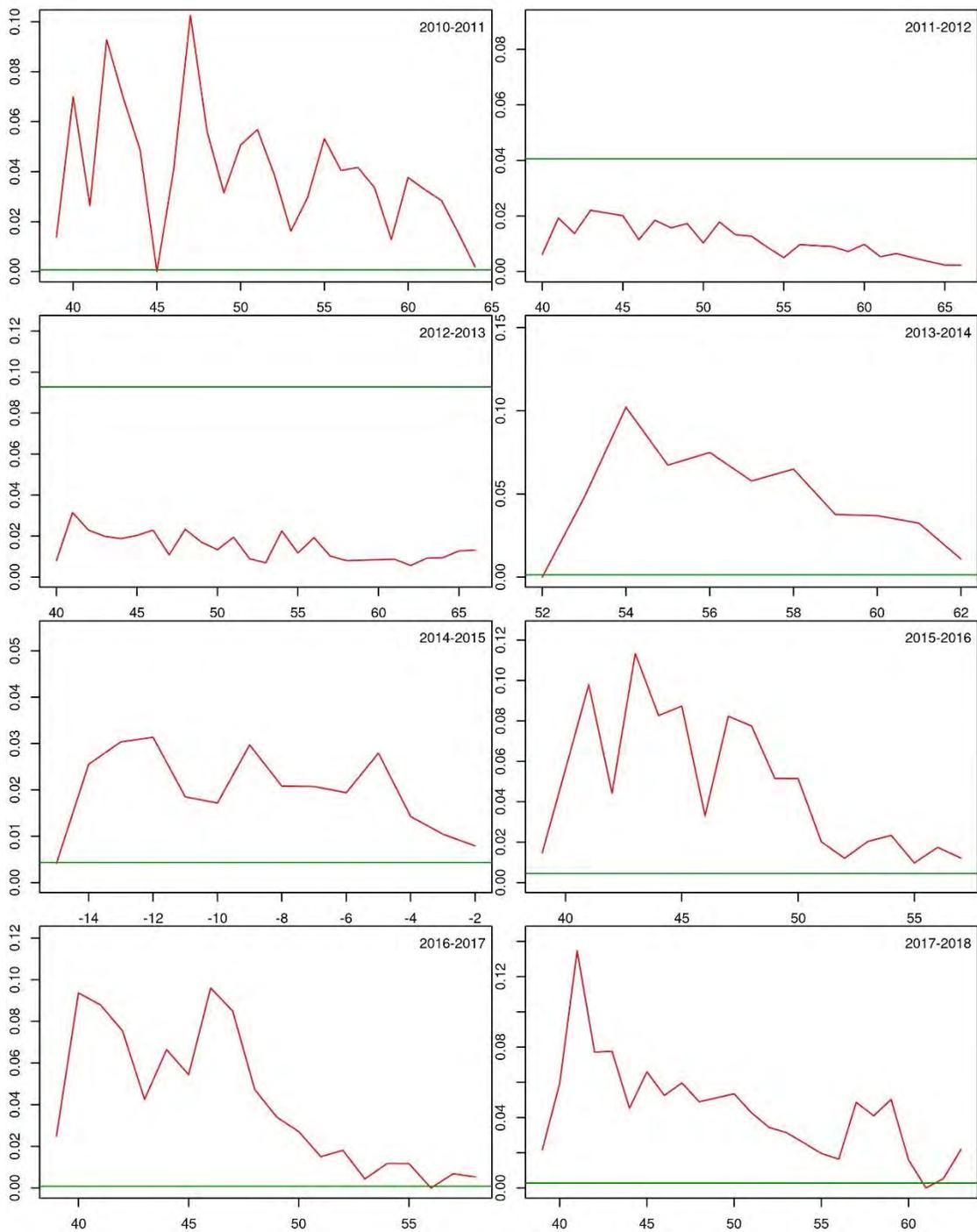


Figura 98 Tasas de mortalidad por pesca (línea roja) y natural (línea verde) estimadas por el modelo de depleción seleccionado para cada una de 8 temporadas de pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Islas Desventuradas.

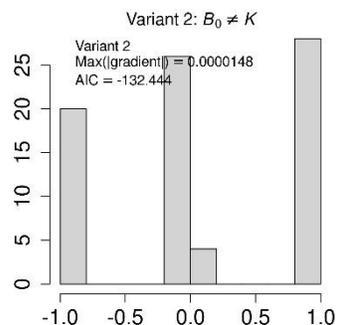


Figura 99 Histograma de correlaciones pareadas de los parámetros estimados directamente y las biomazas anuales del modelo de producción excedente Pella-Tomlinson aplicado a biomazas iniciales y capturas totales de 8 temporadas de pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Islas Desventuradas.

4.2.1.5 Evaluación de stocks utilizando un modelo Talla Estructurado

En la presente sección se presentan los resultados de la parametrización del modelo de evaluación talla estructurado para los datos del subsistema RC-SC. A saber, este modelo consideró las fuentes de información que se señalan en la Tabla 34, y básicamente incluye los registros de captura desde el año 1900 hasta 2023 (en temporadas), CPUE histórica entre 1962 y 2005 de langostas retenidas, CPUE de langostas retenidas por trampa entre 2006 y 2022 y CPUE de langostas no retenidas por trampa entre 2006 y 2022, y datos de frecuencia de longitudes por sexo entre 2011 y 2022.

Tabla 34
 Datos utilizados en la parametrización del modelo talla estructurado para el subsistema RC-SC.

Fuente de Información	Temporada	CV asignado/tamaño de muestra efectivo
Captura	1901-1929	0.2
Captura histórica	1930-2006	0.2
Captura reciente	2007-2022	0.01
CPUE histórica	1962-2005	0.3
CPUE x trampa de langostas retenidas	2006-2022	0.1
CPUE x trampa de langostas NO retenidas	2006-2022	0.1
Frecuencia longitudes en captura total - hembras	2011-2022	100
Frecuencia longitudes en captura total - machos	2011-2022	100

Se consideraron distintas ponderaciones para las verosimilitudes de las fuentes de información, pero el modelo final que se reporta considera los pesos indicados en la Tabla 35. A la data histórica se le otorgó mucho menos peso que a la información más reciente, dado el nivel de confiabilidad asociadas a estas bases de datos. La motivación para inicializar el modelo a comienzos del siglo XX se asocia principalmente para arrancar con condiciones sin pesca. Debido a la complejidad y extensión temporal del modelo, el número de parámetros superó los 250. Tanto los residuos de reclutamiento como las desviaciones en los F_s del modelo se asumieron que provenían de una distribución lognormal con $cv=0.6$.

Tabla 35
Parámetros del modelo talla estructurado, estimados interna o externamente.

Parámetros del modelo	# parámetros	Estimado por el modelo	Valor
<u>Crecimiento</u>			
Incremento medio a la talla	8	No	
variabilidad en el incremento	1	No	
<u>Mortalidad Natural (M)</u>	1	No - Análisis de sensibilidad	0.05-0.1
<u>Reclutamiento</u>			
Ro	1	Si	
z	1		0.7
Residuos anuales	121	Si	
<u>Selectividad de retención</u>			
L50	1	No	114
L95	1	No	114.5
<u>Selectividad de la trampa</u>			
Lfull	1	Si	
Var L	1	Si	
<u>Tasa instantánea de mortalidad por pesca (F)</u>	121	Si	
<u>Capturabilidades (q)</u>			
CPUE histórica	1	Si	
CPUE retención	1	Si	
CPUE no retención	1	Si	
<u>Madurez a la talla</u>			
L50	1	No	72.2
L95	1	No	90.6
<u>Peso a la talla (por sexo)</u>			
a	2	No	
b	2	No	

En la Figura 100 y Figura 101 se aprecia el ajuste del modelo a las distintas fuentes de información disponibles, ajustándose muy bien a la serie de capturas, en toda su extensión. En términos generales se ajusta bien a los datos de CPUE de langostas retenidas (históricas y recientes), pero no tan bien a CPUE de langostas no retenidas. El modelo subestima la mayoría de los datos a comienzos de la serie y sobreestima en la segunda mitad de la serie. El modelo se ajusta bien a los datos frecuencia de longitudes de la captura total de langostas en la trampa, para ambos sexos y durante los 12 años de datos (Figura 101). En la Figura 102 se aprecian los cambios históricos de la tasa instantánea de mortalidad por pesca, variando entre 0.2 y 0.4 hasta el año 2000, para aumentar a valores entre 0.4 y 1 en los últimos 23 años. La biomasa desovante expresada en función de la cantidad de huevos, se ha visto reducida fuertemente entre el año 1960 y el 2000, para luego incrementarse hacia el año 2010, hasta alcanzar aproximadamente un 33% de la condición virginal. En los últimos 10 años se ha visto nuevamente una reducción en el número de huevos (Figura 102).

Haciendo una proyección a 100 años (simulando equilibrio) desde el 2023 y aplicando valores constantes de F, para una variedad de escenarios de valores de F desde 0 a 1, se estimó C_{RMS} , F_{RMS} y los valores de la biomasa desovante asociados a estos valores. En este proyecto se evaluó en

impacto de la mortalidad natural (M) sobre los resultados obtenidos. Para ello se consideraron un rango de valores de M, desde un valor bajo de 0.05 a 0.1. En la Figura 103 se aprecia el efecto de la mortalidad por pesca (F) sobre la biomasa desovante y la captura sostenible bajo tres escenarios de mortalidad natural. Para un valor de M de 0.1, la tasa instantánea de mortalidad por pesca puede llegar a un valor de $F = 1$ y la biomasa desovante no se reducirá más que un 23% del valor virginal. Este mismo escenario para un valor de M de 0.05 hace que la biomasa desovante se agote.

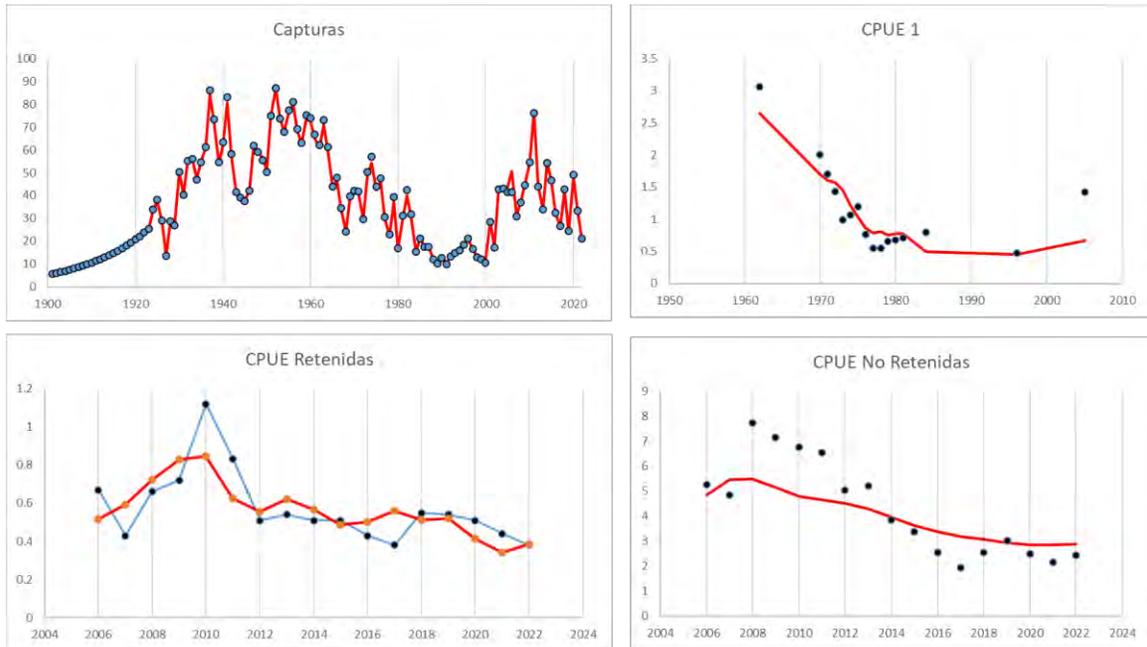


Figura 100 Ajuste del modelo talla estructurado a las capturas y diversos índices de abundancia para el subsistema RC-SC.

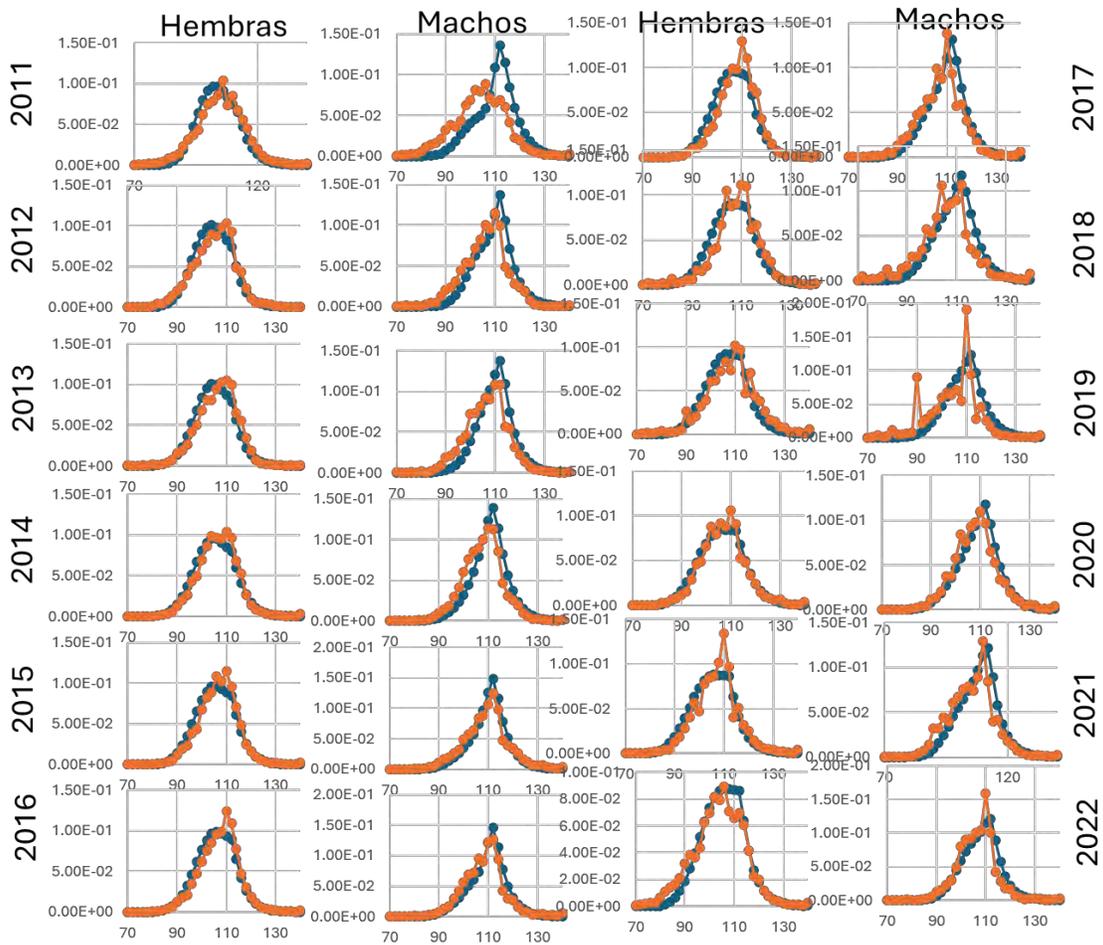


Figura 101 Ajuste del modelo a los datos de frecuencia de longitudes de machos y hembras de langosta de Juan Fernández para el periodo 2011-2022 en el subsistema RC-SC.

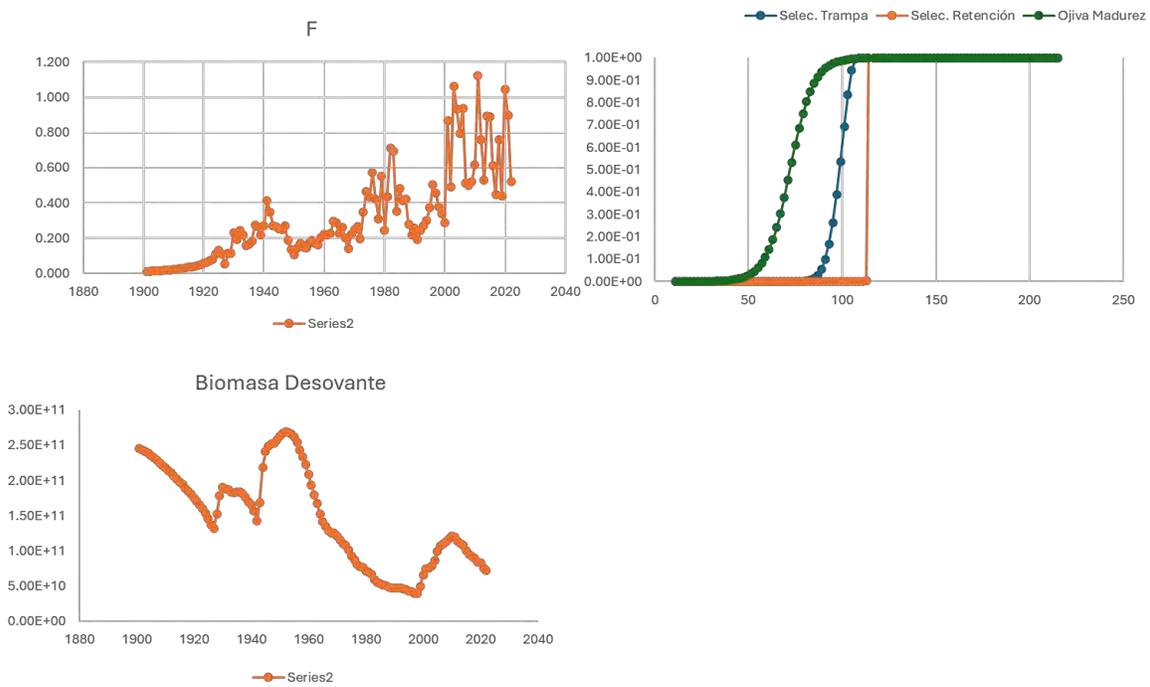


Figura 102 Estimación de tasas instantáneas de mortalidad por pesca (F), selectividad de la trampa, selectividad de la trampa y ojiva de madurez sexual (hembras) y serie de tiempo de biomasa desovante de langosta de Juan Fernández en el subsistema RC-SC.

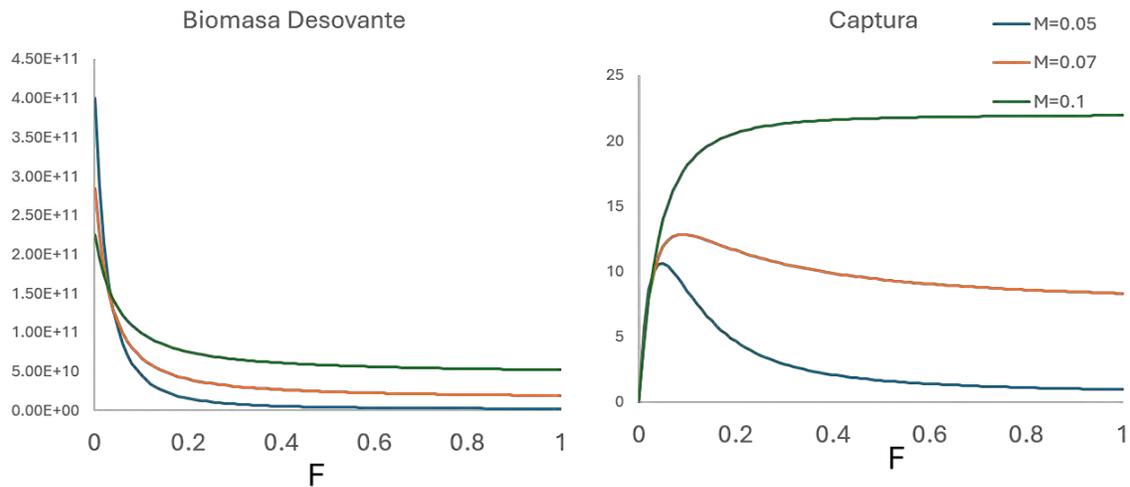


Figura 103 Efecto de la tasa instantánea de mortalidad por pesca (F) sobre la biomasa desovante de equilibrio y capturas bajo tres escenarios de mortalidad natural para el subsistema RC-SC.

4.3 Objetivo 3: Proponer puntos biológicos de referencia para el establecimiento del estatus de la langosta de Juan Fernández.

4.3.1 PBR desde el enfoque empírico

Según la información recogida en este estudio, es posible generar puntos de referencia tanto empíricos como modelo-basados. Para modelos empíricos se cuenta con series de CPUE nominales (por viaje de pesca o trampa levantada) y estandarizadas, como a su vez información sobre tallas. Ambos se recolectan durante los monitoreos con observadores a bordo en cada subsistema.

El adoptar un nivel crítico de referencia recae en gran medida sobre los grupos de interés (stakeholders). En el pasado (27 de agosto de 2017), durante sesiones del comité de Manejo de crustáceos y especies asociadas del archipiélago Fernández, se discutieron niveles umbrales del número de langostas retenidas por viaje en la captura, siendo el objetivo (25, 30 y 50, para RC-SC, AS e ID respectivamente) y el límite (8, 15 y 25 para RC-SC, AS e ID, respectivamente). La Figura 104 presenta la serie histórica con estos indicadores para cada subsistema, enfrente de los niveles acordados por el comité de manejo. Se aprecia que para el subsistema RC-SC la serie histórica de rendimientos de pesca supera siempre al umbral límite de 8 langostas por viaje, pero sólo durante 3 temporadas iguala o supera al nivel objetivo. Respecto del subsistema AS, el indicador siempre supera a los niveles límite y objetivo. Finalmente para el sistema ID, en la mayor parte de la serie el indicador esta por sobre el valor objetivo, excepto para los años 2016 y 2017, donde los valores de CPUE se encontraron entre los niveles umbral y objetivo (Figura 104).

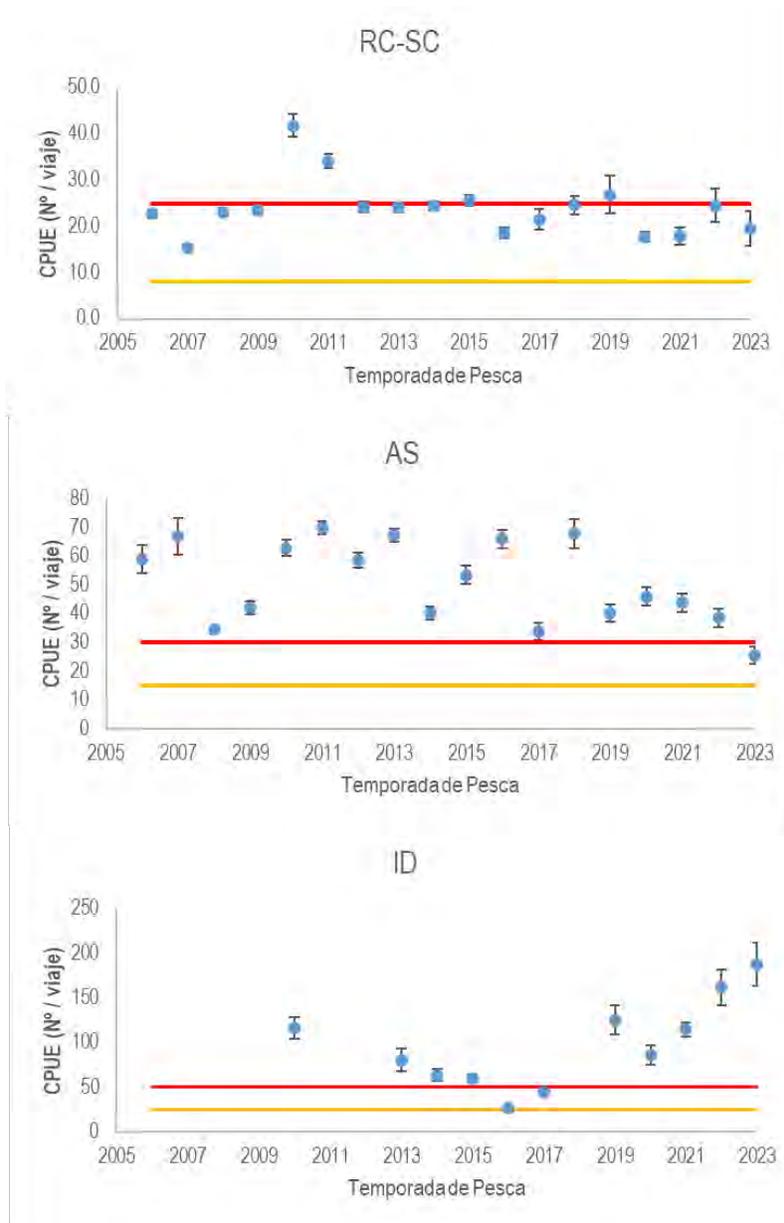


Figura 104 Series de tiempo de captura retenida por viaje (Número de langostas retenidas / viaje) para los subsistemas RC-SC, AS e ID con sus respectivos niveles umbrales de referencia límite (amarilla) y objetivo (rojo). Barras verticales corresponden a intervalos de confianza del 95%.

4.3.2 PBR desde modelos para pesquerías pobres en datos basado en capturas e índices de abundancia relativa, así como en la distribución de frecuencia de tallas.

1-. *Aproximación bayesiana del modelo de producción de excedentes*

Basado en el método de evaluación JABBA se modeló la biomasa agregada del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández supeditada a las funciones de excedente de producción de: (i) Schaefer y (ii) Fox; y con ello se ha caracterizado la dinámica del stock, estimado parámetros de referencia clave, y se ha detectado el estado de conservación del stock de langosta por subsistemas. Los modelos configurados con ambas funciones de excedente de producción fueron sometidos a pruebas de sensibilidad cuando la condición inicial de la biomasa fue determinada por un nivel de depleción del 60 ($B_{2006}/K = 0.4$) y 80% ($B_{2006}/K = 0.2$), y para el caso particular de ID con una función de excedente de producción de Fox fue del 50 ($B_{2010}/K = 0.5$) y 70% ($B_{2010}/K = 0.3$). Basado en los resultados de los análisis de sensibilidad, a continuación, se ilustran los resultados obtenidos desde modelos configurados con funciones de excedente de producción de Schaefer y Fox, solo con una depleción del 80% para la condición de biomasa inicial en los subsistemas de RC-SC, AS e ID, y del 70% en el caso de ID cuando el stock fue modelado por la función de excedente de producción de Fox.

En el subsistema de Robinson Crusoe y Santa Clara, el diagrama de *Kobe* sugirió un estado actual (temporada 2022/23) de sobrepesca ($F_{2022}/F_{RMS} = 1.45$ y 1.7) y de sobreexplotación ($B_{2022}/B_{RMS} = 0.24$ y 0.204) para el stock de langosta de Juan Fernández (Figura 105 y Tabla 36), exhibiendo a través de la función de excedente de Schaefer un ~88% de permanencia a lo largo de los años en el cuadrante rojo (Figura 105 A), mientras en la función de excedente de producción de Fox se detectó que un ~96% de la biomasa se distribuyó en el mismo cuadrante (Figura 105 B). En atención a los parámetros estimados y sus intervalos de confianza se identificó, en general, mayor certeza en los puntos biológicos de referencia estimados a partir de la función de excedente de producción de Fox, aunque excepcionalmente la mortalidad por pesca sugerida por el rendimiento máximo sostenible fue más confiable a partir del método de Schaefer ($F_{RMS} = 0.058$) que el de Fox ($F_{RMS} = 0.095$; Tabla 36). Aun así, el modelo de evaluación de stock con enfoque bayesiano aproximado mediante una función de excedente de producción de Fox sugirió como rendimiento máximo sostenible 62 t de captura y una B_{RMS} equivalente a 661 t. En base a la confiabilidad del 95%, se identificó que el stock en la temporada 2022/23 presentó menos incertidumbre en la biomasa cuando fue estimada a partir de la función de excedente de producción de Fox, pero cuando se utilizó la función de Schaefer se observó menos incertidumbre respecto de la mortalidad por pesca, la cual fue más acotada (Figura 105 y Tabla 36).

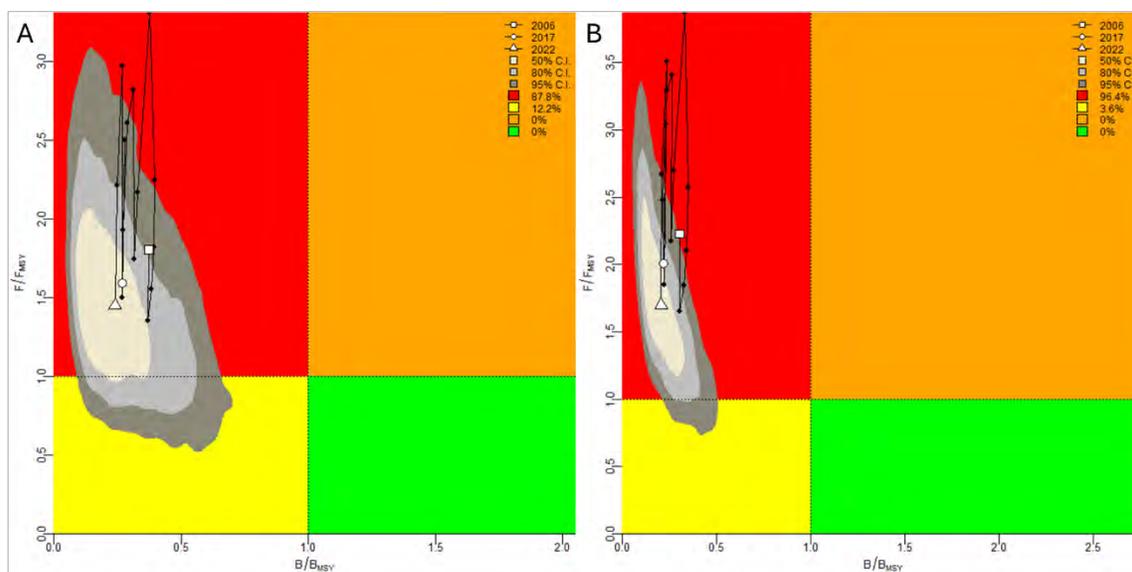


Figura 105 Diagrama de fases del estado de explotación en 17 temporadas de pesca de langostas de Juan Fernández para el subsistema de RC-SC. El panel A) ilustra el estado del stock según la función de excedente de producción de Schaefer, el panel B) ilustra el estado del stock según la función de excedente de producción de Fox. En ambos escenarios la condición inicial de la biomasa fue determinada por un nivel de depleción del 80% ($B_{2006}/K = 0.2$)

Tabla 36

Estimación de los puntos biológicos de referencia del stock de langostas de Juan Fernández para el subsistema de RC-SC dado las funciones de excedente de producción de Schaefer y Fox con dos condiciones iniciales en la relación B_{2006}/K : nivel de depleción de 60 y 80%. La ilustración del diagrama de Kobe, sin embargo, se configuró a partir de un nivel de depleción del 80% para funciones de excedente de producción de Schaefer y de Fox (columna en gris).

	Modelo de excedente de producción de Schaefer					
	psi.priors = c(0.4, 0.8)			psi.priors = c(0.2, 0.8)		
	Median	2.50%	97.50%	Median	2.50%	97.50%
F_{RMS}	0.054	0.022	0.123	0.058	0.023	0.123
$B_{RMS} (t)$	1000.056	483.855	1954.14	1095.632	505.203	2225.969
$RMS (t)$	54.284	22.072	120.226	60.778	26.107	141.725
B_{2022}/B_{RMS}	0.26	0.106	0.71	0.240	0.092	0.581
F_{2022}/F_{RMS}	1.454	0.721	2.853	1.450	0.773	2.786
	Modelo de excedente de producción de Fox					
	psi.priors = c(0.4, 0.8)			psi.priors = c(0.2, 0.8)		
	Median	2.50%	97.50%	Median	2.50%	97.50%
F_{RMS}	0.091	0.041	0.183	0.095	0.045	0.18
$B_{RMS} (t)$	546.354	268.980	1087.753	661.451	347.086	1316.681
$RMS (t)$	47.911	29.184	89.210	62.004	37.227	105.508
B_{2022}/B_{RMS}	0.324	0.112	0.713	0.204	0.087	0.438
F_{2022}/F_{RMS}	1.414	0.712	2.589	1.701	0.954	2.918

Al igual que en el subsistema de RC-SC en la temporada 2022/23, el stock de langosta del subsistema de Alejandro Selkirk presentó un estado de sobrepesca ($F_{2022}/F_{RMS} = 2.218$ y 2.058) y de sobreexplotación ($B_{2022}/B_{RMS} = 0.251$ y 0.346 ; Figura 106 y Tabla 37), detectándose mediante la función de excedente de producción de Schaefer que la biomasa permaneció un 99% en el cuadrante rojo a lo largo de los años (Figura 106 A), y en la función de excedente de producción de Fox un 93.3% permaneció en el mismo cuadrante (Figura 106 B). Según la estimación de parámetros y sus intervalos de confianza, se observó mayor precisión en los puntos biológicos de referencia estimados a partir de la función de excedente de producción de Schaefer, donde excepcionalmente el rendimiento máximo sostenible y la biomasa sugerida por el rendimiento máximo sostenible fueron más confiables a partir del método de Fox ($RMS = 39$ t; $B_{RMS} = 631$ t) que el de Schaefer ($RMS = 50$ t; $B_{RMS} = 1131$ t; Tabla 37). En base a la confiabilidad del 95%, se identificó que el stock en la temporada 2022/23 presentó menos incertidumbre en la razón de biomasa/biomasa del rendimiento máximo sostenible (B_{2022}/B_{RMS}), así como en la mortalidad por pesca/mortalidad por pesca del rendimiento máximo sostenible (F_{2022}/F_{RMS}) cuando se estimaron a partir de la función de excedente de producción de Schaefer (Figura 106 y Tabla 37).

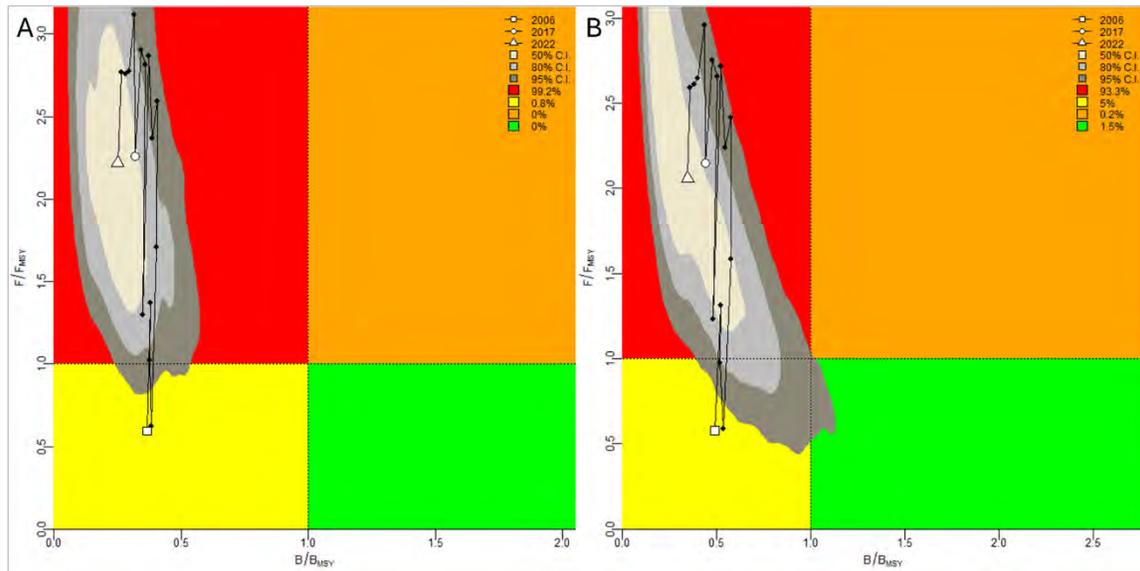


Figura 106 Diagrama de fases del estado de explotación en 17 temporadas de pesca de langostas de Juan Fernández para el subsistema de AS. El panel A) ilustra el estado del stock según la función de excedente de producción de Schaefer, el panel B) ilustra el estado del stock según la función de excedente de producción de Fox. En ambos escenarios la condición inicial de la biomasa fue determinada por un nivel de depleción del 80% ($B_{2006}/K = 0.2$)

Tabla 37

Estimación de los puntos biológicos de referencia del stock de langostas para el subsistema de AS dado las funciones de excedente de producción de Schaefer y Fox con dos condiciones iniciales en la relación B_{2006}/K : nivel de depleción de 60 y 80%. La ilustración del diagrama de Kobe se configuró a partir de un nivel de depleción del 80% para las funciones de excedente de producción de Schaefer y Fox (columna en gris).

	Modelo de excedente de producción de Schaefer					
	psi.priors = c(0.4, 0.8)			psi.priors = c(0.2, 0.8)		
	Median	2.50%	97.50%	Median	2.50%	97.50%
F_{RMS}	0.041	0.018	0.080	0.045	0.020	0.089
B_{RMS} (t)	800.258	415.657	1574.121	1130.723	570.141	2407.406
RMS (t)	32.351	15.008	66.136	49.558	24.402	107.956
B_{2022}/B_{RMS}	0.475	0.183	1.042	0.251	0.103	0.479
F_{2022}/F_{RMS}	1.830	0.721	4.026	2.218	1.183	4.512
	Modelo de producción de excedente de Fox					
	psi.priors = c(0.4, 0.8)			psi.priors = c(0.2, 0.8)		
	Median	2.50%	97.50%	Median	2.50%	97.50%
F_{RMS}	0.067	0.031	0.134	0.063	0.031	0.118
B_{RMS} (t)	468.732	252.006	923.155	630.62	299.996	1417.503
RMS (t)	31.811	17.479	51.632	39.362	22.698	66.463
B_{2022}/B_{RMS}	0.756	0.278	1.411	0.346	0.126	0.926
F_{2022}/F_{RMS}	1.247	0.435	2.950	2.058	0.793	4.202

De acuerdo con los resultados ilustrados en el diagrama de Kobe, el stock de langosta del subsistema de Islas Desventuradas sugirió un estado menos depletado que en los subsistemas de RC-SC y AS. De este modo durante la temporada 2022/23 se detectó sobreexplotación sobre el recurso ($B_{2022}/B_{RMS} = \sim 0.4$ y ~ 0.98) (Figura 107 y Tabla 38), pero no así sobrepesca ($F_{2022}/F_{RMS} = 0.193$ y 0.084). Aunque con la función de excedente de Schaefer se identificó que la biomasa permaneció un 3.3% en el cuadrante rojo durante los años (Figura 107 A) y en la función de excedente de producción de Fox un 0% para el mismo cuadrante (Figura 107 B), su principal distribución fue en torno a los cuadrantes amarillos y verde –en un 92.3% y en un 4.4%– cuando se empleó la función de excedente de producción de Schaefer en la modelación del stock, mientras que, mediante la función de Fox el stock permaneció un 52.2% y 47% en los cuadrantes amarillo y verde respectivamente (Figura 107). Basado en los parámetros estimados e intervalos de confianza, también se identificó que hubo más certeza en los puntos biológicos de referencia estimados a partir de la función de excedente de producción de Fox en general (B_{RMS} , RMS y F_{2022}/F_{RMS}), pero excepcionalmente la mortalidad por pesca sugerida por el rendimiento máximo sostenible fue más confiable a partir del método de Schaefer ($F_{RMS} = 0.053$) que el de Fox ($F_{RMS} = 0.074$; Tabla 38). Aun así, mediante la función de excedente de producción de Fox se obtuvo como rendimiento máximo sostenible un total de 38.4 t de captura y una B_{RMS} equivalente a 539 t. En cuanto a la confiabilidad del 95%, se identificó que el stock en la temporada 2022/23 presentó menos incertidumbre en la razón de B_{2022}/B_{RMS} cuando se estimó mediante la función de excedente de producción de Schaefer ($B_{2022}/B_{RMS} = 0.369$), pero cuando se utilizó la función de Fox se observó menos incertidumbre respecto a la razón de F_{2022}/F_{RMS} (Figura 107 y Tabla 38).

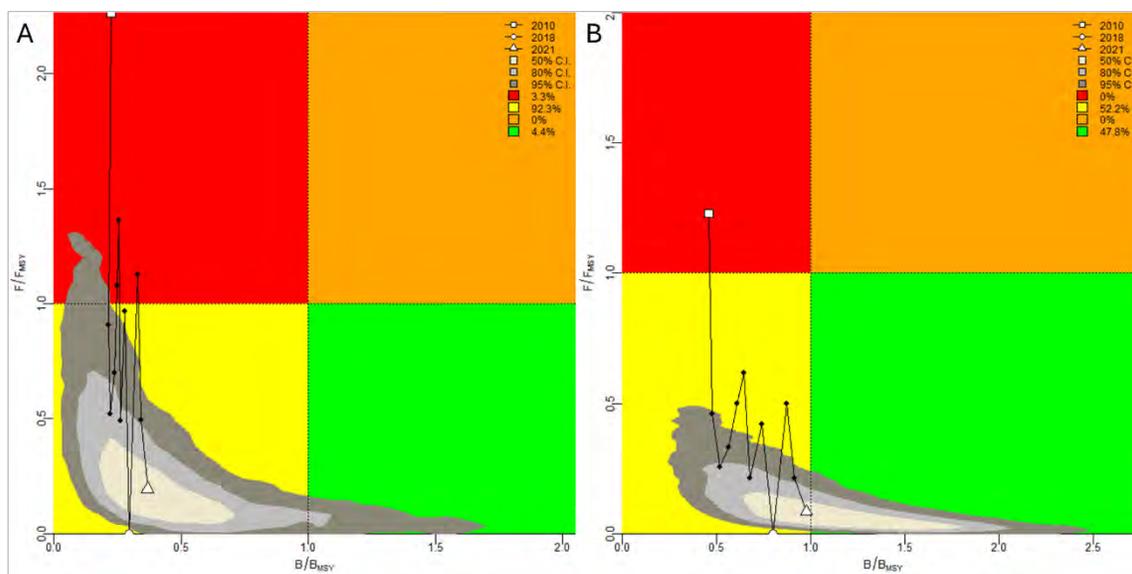


Figura 107 Diagrama de fases del estado de explotación en 12 temporadas de pesca de langostas de Juan Fernández para el subsistema de ID. El panel A) ilustra el estado del stock según la función de excedente de producción de Schaefer, el panel B) ilustra el estado del stock según la función de excedente de producción de Fox. En el primer escenario la condición inicial de la biomasa fue determinada por un nivel de depleción del 80% ($B_{2010}/K = 0.2$), pero en el segundo escenario fue determinada por un nivel de depleción del 70% ($B_{2010}/K = 0.3$)

Tabla 38

Estimación de los puntos biológicos de referencia del stock de langostas para el subsistema de ID dado la función de excedente de producción de Schaefer con dos condiciones iniciales en la relación B_{2010}/K : nivel de depleción de 60 y 80% y dado la función de excedente de producción de Fox con nivel de depleción de 50 y 70%. La ilustración del diagrama de Kobe fue configurada a partir de un nivel de depleción del 80% y 70% para las funciones de excedente de producción de Schaefer y Fox (columna en gris).

	Modelo de excedente de producción de Schaefer					
	psi.priors = c(0.4, 0.8)			psi.priors = c(0.2, 0.8)		
	Median	2.50%	97.50%	Median	2.50%	97.50%
F_{RMS}	0.050	0.020	0.108	0.053	0.021	0.113
$B_{RMS} (t)$	801.682	333.008	2002.866	856.535	359.003	2065.865
$RMS (t)$	39.530	11.891	130.897	45.116	14.990	125.506
B_{2022}/B_{RMS}	0.906	0.291	1.972	0.369	0.089	1.154
F_{2022}/F_{RMS}	0.091	0.016	0.524	0.193	0.037	1.130
	Modelo de excedente de producción de Fox					
	psi.priors = c(0.5, 0.8)			psi.priors = c(0.3, 0.8)		
	Median	2.50%	97.50%	Median	2.50%	97.50%
F_{RMS}	0.075	0.034	0.171	0.074	0.036	0.144
$B_{RMS} (t)$	546.072	215.850	1409.148	539.230	217.601	1370.409
$RMS (t)$	39.821	14.181	142.405	38.422	14.263	121.675
B_{2022}/B_{RMS}	1.278	0.244	2.433	0.976	0.367	1.898
F_{2022}/F_{RMS}	0.063	0.010	0.541	0.084	0.016	0.440

2-. *Uso de indicadores basados en la distribución de frecuencia de tallas (LBI)*

El desarrollo de los indicadores basados en las tallas (*Length-Based Indicators: LBI*) fue principalmente a partir de la información obtenida desde la estructura de talla de la captura de la langosta de Juan Fernández y su peso asociado. Con el método *LBI* se contribuye a evitar la sobrepesca por crecimiento y reclutamiento, precisando que esta técnica no evalúa cuantitativamente el estado del stock para estimar capturas sostenibles, si no que establece un marco referencial biológico-pesquero para apoyar la administración de las pesquerías cuando los datos son limitados. Basado en los indicadores estimados, se conoció el nivel de conservación de los individuos más grandes de la población sin necesidad de emplear la razón del potencial reproductivo, también se conoció el nivel de conservación de individuos más pequeños, y se obtuvieron estimaciones que dan cuenta del rendimiento máximo sostenible (*RMS*) según valores de referencia estándar dado la relación entre indicadores y parámetros de historia de vida (Tabla 30). A continuación, se presenta el resultado de los indicadores de conservación y rendimientos empleados en la detección de sustentabilidad del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández en cada subsistema: RC-SC, AS e ID, donde su desarrollo fue bajo dos valores de mortalidad natural, en el primer caso con $M = 0.1$ y en el segundo caso con $M = 0.05$.

En el subsistema de Robinson Crusoe y Santa Clara, se obtuvieron indicadores similares de conservación para los individuos pequeños y más grandes de la población cuando la mortalidad natural fue igual a 0.1 y 0.05. Bajo ambos escenarios (Tabla 39 y Tabla 40), no se detectaron señales de sobrepesca por crecimiento durante las temporadas 2020/21 a 2022/23 en esta pesquería (donde los indicadores L_c/L_{mat} y $L_{25\%}/L_{mat}$ deben ser > 1 ; Tabla 30), dado que la talla mínima legal de extracción (115 mm LC) se encuentra lo suficientemente sobre la talla de primera madurez (~72 mm LC) como para permitir al menos ~3 eventos reproductivos antes de que los individuos recluten a la pesquería. La conservación de individuos más grandes del stock durante la temporada 2021/22, en tanto, presentaron estado de sobrepesca, su indicador $L_{max5\%}/L_{inf}$ exhibió un valor igual a 0.8 cuando el valor de referencia debe ser > 0.8 . En las otras temporadas, 2020/21 y 2022/23, $L_{max5\%}/L_{inf}$ fue muy cercano al valor de referencia, y como se mencionó anteriormente, la diferencia entre L_{mat} (~72 mm LC) y L_c (115 mm LC) también resguardó el potencial reproductivo las últimas temporadas, dado que el valor estimado de P_{mega} fue igual a 1 (P_{mega} debe ser > 0.3 ; Tabla 39 y Tabla 40). Cuando se observó el rendimiento óptimo (L_{mean}/L_{opt}) y el rendimiento máximo sostenible (*RMS*), se identificó que la explotación del recurso se ha llevado a cabo de modo óptimo y sustentable durante las últimas temporadas y en ambos escenarios de mortalidad natural. Sin embargo, se detectaron diferencias en L_{mean}/L_{opt} , el cual fue sensible y directamente proporcional a los valores imputados a M cuando fueron 0.1 y 0.05. Cuando M fue mayor ($M = 0.1$), L_{mean}/L_{opt} fue mayor (Tabla 39), y cuando M fue menor ($M = 0.05$), L_{mean}/L_{opt} fue menor (Tabla 40).

Tabla 39

Indicadores del estado del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández durante los últimos tres años para el subsistema de Robinson Crusoe y Santa Clara cuando la mortalidad por pesca (M) fue igual 0.1.

Año	Conservación			P_{mega}	Rendimiento óptimo	RMS
	L_c / L_{mat}	$L_{25\%} / L_{mat}$	L_{max5} / L_{inf}		L_{mean} / L_{opt}	$L_{mean} / L_{F=M}$
2020	1.59	1.6	0.81	1	3.23	1.03
2021	1.59	1.6	0.80	1	3.22	1.02
2022	1.59	1.6	0.81	1	3.23	1.03

Tabla 40

Indicadores del estado del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández durante los últimos tres años para el subsistema de Robinson Crusoe y Santa Clara cuando la mortalidad por pesca (M) fue igual 0.05.

Año	Conservación			P_{mega}	Rendimiento óptimo	RMS
	L_c / L_{mat}	$L_{25\%} / L_{mat}$	L_{max5} / L_{inf}		L_{mean} / L_{opt}	$L_{mean} / L_{F=M}$
2020	1.59	1.6	0.81	1	1.96	1.01
2021	1.59	1.6	0.80	1	1.95	1.00
2022	1.59	1.6	0.81	1	1.96	1.01

Al igual que en RC-SC, en el subsistema de Alejandro Selkirk, también se obtuvieron indicadores similares y favorables a la conservación de los individuos pequeños, pero no para los más grandes de la población cuando M fue 0.1 y 0.05. Bajo ambos escenarios (Tabla 41 y Tabla 42), no se identificó sobrepesca por crecimiento durante las temporadas 2020/2021 a 2022/2023 (indicadores L_c/L_{mat} y $L_{25\%}/L_{mat}$ deben ser > 1 ; Tabla 30), siendo explicado por lo conservadora que es la talla mínima legal de extracción (115 mm LC), la cual es mucho mayor que la talla de primera madurez (~72 mm LC). La conservación de individuos más grandes del stock de langostas de Juan Fernández, en tanto, presentaron estado de sobrepesca debido a que el indicador $L_{max5\%}/L_{inf}$ fue igual a 0.74 y 0.73 las temporadas 2020/21, 2021/22 y 2022/23, respectivamente (Tabla 41 y Tabla 42), ubicándose por debajo del valor de referencia ($L_{max5\%}/L_{inf} > 0.8$; Tabla 30). En cuanto al valor estimado de P_{mega} , se observaron señales de conservación en torno a 1, muy por sobre lo sugerido ($P_{mega} > 0.3$; Tabla 41 y Tabla 42), resguardándose así el potencial reproductivo de los individuos más grandes. Cuando se observó el estimador L_{mean}/L_{opt} bajo los dos escenarios de M , en general, se identificó un óptimo rendimiento de las cohortes capturadas, sin embargo, también se detectaron diferencias, mostrándose L_{mean}/L_{opt} altamente sensible y directamente proporcional a los valores de M . Cuando mayor fue M , mayor fue L_{mean}/L_{opt} (Tabla 41), y cuando menor fue M , menor fue el indicador L_{mean}/L_{opt} (Tabla 42). De modo similar, el rendimiento máximo sostenible (RMS) fue sensible a M , y en este caso particular se identificó que la explotación del recurso se ha llevado a cabo de modo sustentable durante las últimas temporadas en un escenario de $M = 0.1$ (Tabla 41), pero no cuando $M = 0.05$ (Tabla 42).

Tabla 41

Indicadores del estado del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández durante los últimos tres años para el subsistema de Alejandro Selkirk cuando la mortalidad por pesca (M) fue igual 0.1.

Año	Conservación			P_{mega}	Rendimiento óptimo	RMS
	L_c / L_{mat}	$L_{25\%} / L_{\text{mat}}$	$L_{\text{max } 5} / L_{\text{inf}}$		$L_{\text{mean}} / L_{\text{opt}}$	$L_{\text{mean}} / L_{F=M}$
2020	1.53	1.53	0.74	1	3.16	1.01
2021	1.53	1.53	0.74	1	3.15	1.00
2022	1.53	1.53	0.73	1	3.14	1.00

Tabla 42

Indicadores del estado del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández durante los últimos tres años para el subsistema de Alejandro Selkirk cuando la mortalidad por pesca (M) fue igual 0.05.

Año	Conservación			P_{mega}	Rendimiento óptimo	RMS
	L_c / L_{mat}	$L_{25\%} / L_{\text{mat}}$	$L_{\text{max } 5} / L_{\text{inf}}$		$L_{\text{mean}} / L_{\text{opt}}$	$L_{\text{mean}} / L_{F=M}$
2020	1.53	1.53	0.74	1	1.92	0.99
2021	1.53	1.53	0.74	1	1.91	0.98
2022	1.53	1.53	0.73	1	1.90	0.98

En el subsistema de Islas Desventuradas, independientemente de la mortalidad natural empleada, se obtuvieron indicadores similares y que propenden a la conservación de los individuos pequeños y más grandes de la población. Bajo ambos escenarios (Tabla 43 y Tabla 44), no se detectaron señales de sobrepesca por crecimiento, ni por reclutamiento durante las temporadas 2020/21 a 2022/23 en esta pesquería, sugiriendo un buen estado de conservación para el stock vulnerable de la langosta en el subsistema de ID. Cuando se observó el rendimiento óptimo ($L_{\text{mean}}/L_{\text{opt}}$) y el rendimiento máximo sostenible (RMS), se identificó que la explotación del recurso se ha llevado a cabo de modo sustentable durante las últimas temporadas y en ambos escenarios de mortalidad natural. También, se detectaron diferencias en $L_{\text{mean}}/L_{\text{opt}}$, siendo altamente sensible y directamente proporcional a los valores imputados a M (Tabla 43 y Tabla 44).

Tabla 43

Indicadores del estado del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández durante los últimos tres años para el subsistema de Islas Desventuradas cuando la mortalidad por pesca (M) fue igual 0.1.

Año	Conservación			P_{mega}	Rendimiento óptimo	RMS
	L_c / L_{mat}	$L_{25\%} / L_{\text{mat}}$	$L_{\text{max } 5} / L_{\text{inf}}$		$L_{\text{mean}} / L_{\text{opt}}$	$L_{\text{mean}} / L_{F=M}$
2020	1.56	1.59	0.92	1	3.39	1.08
2021	1.56	1.56	0.93	1	3.26	1.03
2022	1.56	1.57	0.82	1	3.23	1.03

Tabla 44

Indicadores del estado del stock vulnerable de la langosta de Juan Fernández durante los últimos tres años para el subsistema de Islas Desventuradas cuando la mortalidad por pesca (M) fue igual 0.05.

Año	Conservación			P_{mega}	Rendimiento óptimo	RMS
	L_c / L_{mat}	$L_{25\%} / L_{\text{mat}}$	$L_{\text{max } 5} / L_{\text{inf}}$		$L_{\text{mean}} / L_{\text{opt}}$	$L_{\text{mean}} / L_{F=M}$
2020	1.56	1.59	0.92	1	2.06	1.06
2021	1.56	1.56	0.93	1	1.97	1.01
2022	1.56	1.57	0.82	1	1.96	1.01

4.3.3 PBR desde modelos de depleción combinados con modelos de producción excedente

La dinámica de la biomasa de RC-SC se muestra en la Figura 108. Tanto la serie de biomasa de los modelos de depleción como las del modelo de Pella y Tomlinson muestran una caída continua desde el año 2010, que fue el primer año en que las capturas excedieron al RMS. Sin embargo, la incertidumbre estadística, presentada como bandas de 2, 4 y 6 errores estándar, aumenta considerablemente desde 2020 así que es posible que la biomasa esté subiendo al final de la serie de tiempo, como indica la serie de biomasa de los modelos de depleción. Es claro que el stock se ha sometido a extracciones elevadas desde 2010.

El diagrama de fases, conocido como diagrama *Kobe* en ciencia pesquera, refleja este estado de excesiva explotación en RC-SC (Figura 109), estando durante un 76% de los años en el cuadrante rojo, y el 100% de los años posteriores a 2010. La incertidumbre del estado final, en 2022 (temporada 2022-2023) es muy amplia respecto de la mortalidad por pesca, pero es en cambio muy estrecha respecto de la biomasa del stock.

La dinámica de la biomasa de AS se muestra en la Figura 110. Tanto la serie de biomasa de los modelos de depleción como las del modelo de Pella y Tomlinson muestran una caída continua desde el año 2015, que fue el primer año en que las capturas excedieron al RMS. La incertidumbre estadística, presentada como bandas de 2, 4 y 6 errores estándar, disminuye considerablemente desde 2015, reforzando el diagnóstico de caída de la biomasa. Es claro que el stock ha estado sometido a extracciones excesivas desde 2015.

El diagrama de Kobe refleja este estado de excesiva explotación en AS (Figura 111), estando durante un 57% de los años en el cuadrante rojo, y el 100% de los años posteriores a 2015. La

incertidumbre del estado final, en 2022 (temporada 2022-2023) es amplia respecto de la mortalidad por pesca pero es en cambio muy estrecha respecto de la biomasa del stock.

La dinámica de la biomasa en ID se muestra en la Figura 112. Tanto la serie de biomasa de los modelos de depleción como las del modelo de Pella y Tomlinson muestran una caída neta desde el año 2011. Al inicio de la serie en 2010, ya las capturas excedieron al RMS. La incertidumbre estadística, presentada como bandas de 2, 4 y 6 errores estándar, aumenta considerablemente desde 2014, haciendo las estimaciones de biomasa muy inciertas en los últimos años de datos disponibles.

El diagrama de Kobe refleja este estado de excesiva explotación en ID (Figura 113), estando durante un 37,5% de los años en el cuadrante rojo, en particular el último año, 2017-2018. La incertidumbre del estado final no pudo ser calculada debido a los pocos años de observaciones disponible desde el stock en este subsistema.

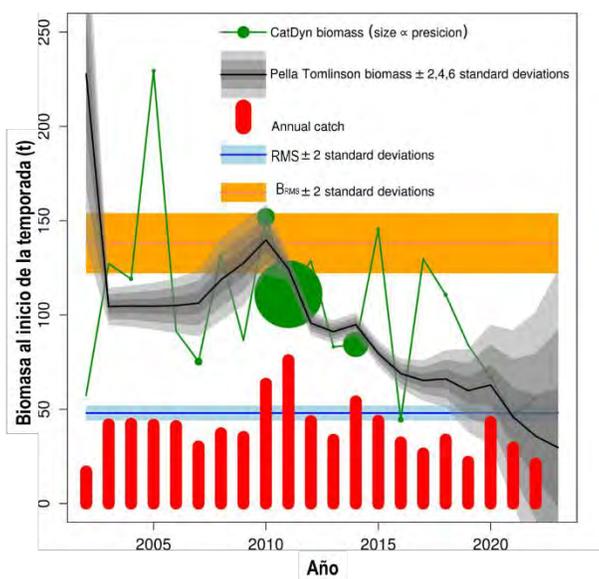


Figura 108 Dinámica de la biomasa y las capturas de 21 temporadas de pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema RC-SC según los modelos de depleción y el modelo de producción excedente.

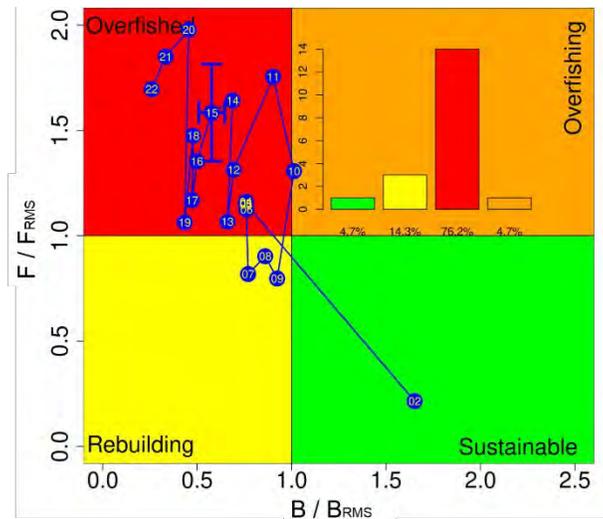


Figura 109 Diagrama de fases del estado de explotación en 21 temporadas de pesca de langostas de Juan Fernández en RC-SC según el modelo de producción excedente.

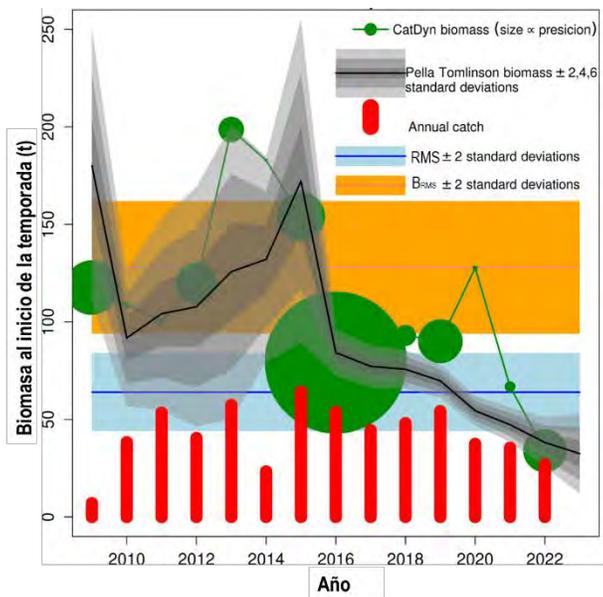


Figura 110 Dinámica de la biomasa y las capturas de 14 temporadas de pesca de langostas de Juan Fernández en AS según los modelos de depleción y el modelo de producción excedente.

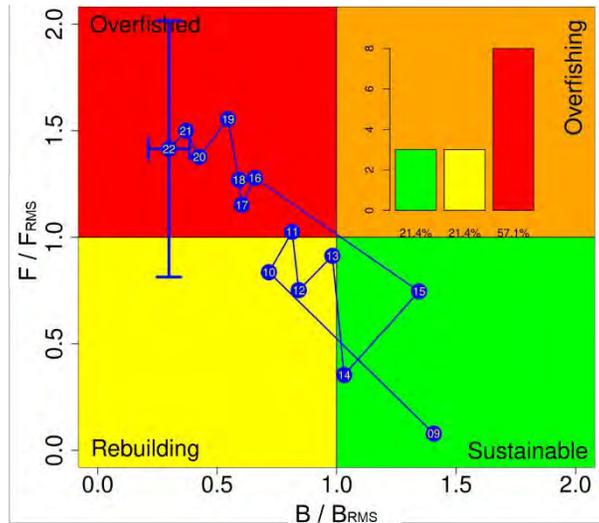


Figura 111 Diagrama de fases del estado de explotación en 14 temporadas de pesca de langostas de Juan Fernández en AS según el modelo de producción excedente.

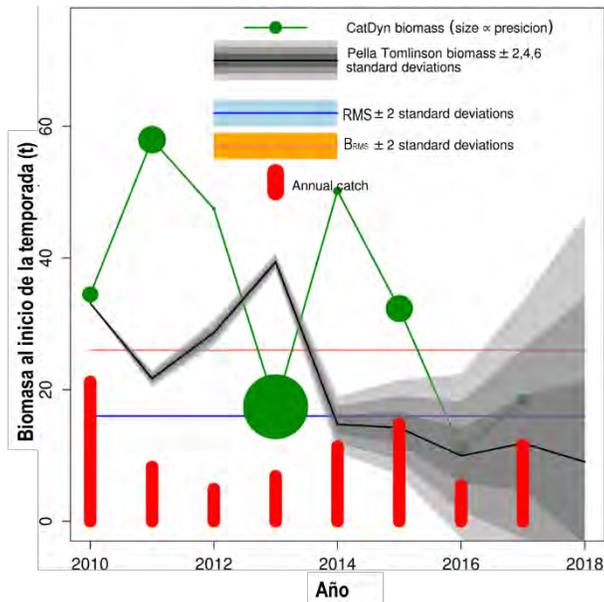


Figura 112 Dinámica de la biomasa y las capturas de 8 temporadas de pesca de langostas de Juan Fernández en el Islas Desventuradas según los modelos de depleción y el modelo de producción excedente. No se muestran bandas de errores estándar alrededor del RMS y B_{RMS} debido a defectos de convergencia causados por la brevedad de la serie de tiempo de biomasa, sus errores estándar, y desembarques totales anuales

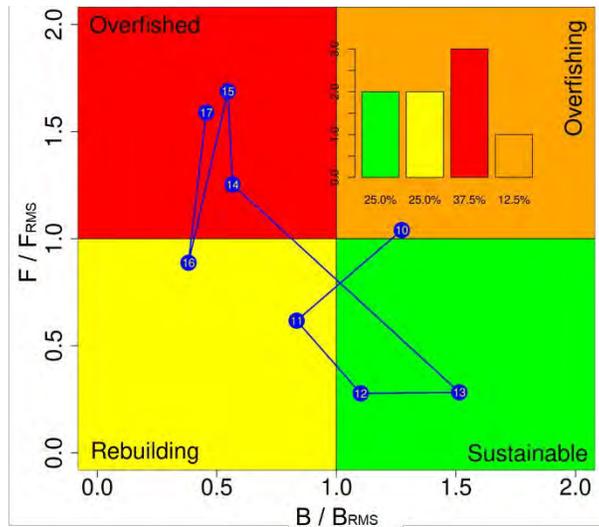


Figura 113 Diagrama de fases del estado de explotación en 8 temporadas de pesca de langostas de Juan Fernández en el Islas Desventuradas según el modelo de producción excedente. No se muestran bandas de errores estándar alrededor del estado final (2017-2018) debido a defectos de convergencia causados por la brevedad de la serie de tiempo de biomاسas, sus errores estándar, y desembarques totales anuales.

4.3.4 Diagrama de Fase para el modelo talla estructurado

Según los resultados de la evaluación con el modelo talla estructurado el stock se encontró hasta los años 1960s sometido a tasas instantáneas de mortalidad por pesca menores a las asociadas al RMS. Después, el stock se sometió a tasas instantáneas de mortalidad por pesca mayores a FRMS determinando que se acercara a BRMS y pasar en los últimos 15 años a la zona de sobrepesca y sobreexplotación (Figura 114).

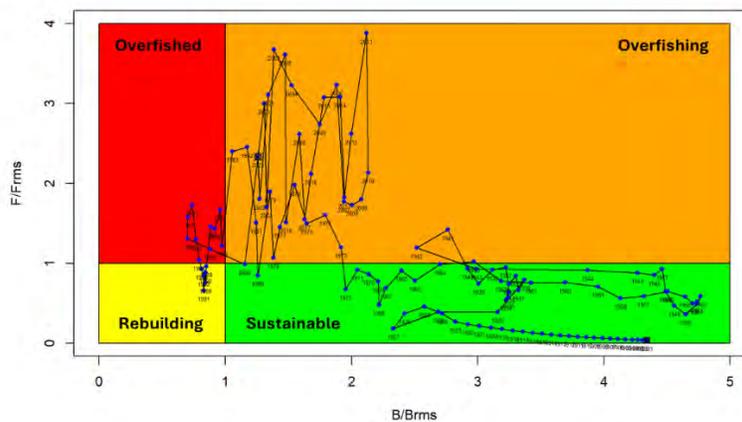


Figura 114 Diagrama de fases del estado de explotación del stock de langostas en RC-SC utilizando el modelo talla estructurado.

5 DISCUSIÓN

5.1 Fuentes de Información

La revisión de la información indica que proyectos de monitoreo e investigación realizados en el subsistema de Robinson Crusoe – Santa Clara desde los 1970s aportan valiosa información para construir índices de abundancia relativa en temporadas específicas y de forma esporádica, pero la disponibilidad de estos datos aumenta considerablemente desde el año 2006 con el establecimiento de un programa de bitácoras, generando índices de captura retenida y no retenida por subsistema, con buena cobertura temporal y espacial. Adicionalmente la información obtenida desde SERNAPESCA, a través del Sistema Integral de Información y Atención Ciudadana SIAC, permite construir un indicador de captura por viaje (en toneladas), a partir de una base de datos censal, lo que se complementa la base de datos anteriormente señalada.

Para los otros dos subsistemas es volumen histórico de información es menor. En el subsistema ID los datos de captura y CPUE comienzan en la década del 2010, ya que la explotación comercial se retomó el 2009, luego de una pausa de varios años sin presencia de pescadores en ese archipiélago. En el caso de la isla Alejandro Selkirk, existe información biológico-pesquera para el año 1984 y luego a partir de la temporada 2006/07.

5.2 Información de desembarques

La información de desembarque de langosta de Juan Fernández data del 1930, una de las series más antiguas del medio nacional. Desafortunadamente esta serie no tiene documentación asociada antes de la existencia de SERNAPESCA y es sólo a partir del año 2001 donde la información está disponible por viaje de pesca, pudiéndose separar la información por subsistemas. Sin embargo, SERNAPESCA no tiene un código de caleta asignado a ID, por lo tanto, los pescadores completan los DAs utilizando códigos de caleta asociado a Juan Fernández. Se considera prioritario lograr que esta institución genere un tercer código de caleta para este subsistema.

5.3 Estructuración Poblacional

La información biológica disponible permite proponer la existencia de un sistema compuesto por 3 subunidades (subsistemas) y que es a esta escala a la que habría que enfocar los esfuerzos de modelación. Sin embargo, la mayor parte de la información biológica disponible (e.g. crecimiento, mortalidad, madurez) no se presenta para cada subsistema, si no que solo para el subsistema de RC – SC y ocasionalmente para AS.

5.4 Parámetros biológicos

El recurso langosta de Juan Fernández cuenta con información biológica básica y generalmente no para cada subsistema. Basado en la importancia que se le atribuye en la modelación, el crecimiento somático (incrementos por talla), la mortalidad natural, y la ojiva de madurez, son los aspectos biológicos de mayor interés. Afortunadamente, dos programas de marcaje y recaptura realizados en el archipiélago Juan Fernández, uno para tallas pequeñas y el otro para langostas vulnerables a la

pesquería, sumados a estudios in vitro para langostas de gran tamaño, han permitido parametrizar una función de incrementos a la talla (Manríquez 2016). Se recomienda someter a publicación ese estudio para fortalecer el uso de la regresión *piece-wise* para ese recurso.

5.5 Modelos de Evaluación

La utilización de FishPath ha considerado información biológica y pesquera disponible para cada subsistema, sugiriendo como resultado que tanto en RC-SC como en AS se podrían aplicar modelos de evaluación de stock más complejos (dinámicos y estructurados). En el subsistema ID, en cambio, no habría suficiente información disponible para aplicar estos modelos, debiéndose acotar a modelos de complejidad media a baja.

5.5.1 Modelos para pesquerías pobres en datos

El modelo JABBA, constituye un modelo de evaluación de stock (de biomasa agregada) con enfoque bayesiano que emplea variadas funciones de excedentes de producción (Schaefer, Fox, Pella-Tomlinson), y a su vez presenta una alta flexibilidad al considerar errores de proceso y de observación, además de permitir el uso de datos de captura y CPUE, así como de información biológica relevante (parámetros de historia de vida y de la pesquería). De acuerdo con los resultados de este trabajo se observa alta sensibilidad del modelo de evaluación JABBA a la condición inicial de biomasa, o nivel de depleción cuando se configura la razón B/K .

En los subsistemas de RC-SC y AS se ha identificado una mortalidad por pesca por sobre la sugerida por el F_{RMS} , así como series de biomasa por debajo de los B_{RMS} conocidos para cada uno de los subsistemas mencionados. Así mismo se detectó que señales estimadas de biomasa fueron más precisas cuando se estimaron con una depleción del 80% al inicio de la serie, y que tuvieron un decrecimiento más acentuado cuando la depleción fue de un 80% y más lenta cuando fue de un 60%. Desafortunadamente, e independiente del nivel de depleción configurado (B_{2006}/K), no se logran alcanzar los niveles de mortalidad por pesca sugeridos por el rendimiento máximo sostenible durante temporada 2022/23.

En el subsistema ID se ha identificado una mortalidad por pesca mucho menor que AS y RC-SC, mostrando signos de recuperación rápida cuando la depleción fue incluso de un 50% y algo más lenta cuando fue de un 70%, pero aun así con ese nivel de depleción el año 2022 logra alcanzar los niveles de mortalidad por pesca sugeridos por el rendimiento máximo sostenible.

La aproximación LBI se ha desarrollado a través de una plataforma en línea directamente en Shiny ([LBIndicator Application \(shinyapps.io\)](https://shinyapps.io)), cuyo código fuente puede ser revisado desde [GitHub - ices-tools-dev/LBIndicator_shiny: R Shiny app for the LBSPR method.](#), y ha sido con el fin de evitar la sobrepesca por crecimiento y reclutamiento, precisando que esta técnica no evalúa cuantitativamente el estado del stock para estimar capturas sostenibles, si no que establece un marco referencial biológico-pesquero para apoyar la administración de las pesquerías cuando los datos son limitados. Esta aproximación basada en las tallas se configuró a partir de información de tallas de la captura y peso asociado, tal que por cada intervalo de tallas de amplitud de 1 mm se documentó su frecuencia a lo largo de las temporadas, siendo de modo similar para el caso de su peso (en gramos), pero en esta ocasión no se utilizó la frecuencia si no el peso medio a la talla.

Entre los requerimientos complementarios para su configuración, también se contó con parámetros de historia de vida asociados al crecimiento (K , L_{∞}), a la longitud de madurez (L_{mat}), a la longitud de primera captura (L_c) y a la mortalidad natural (M) del stock. Pero, desafortunadamente esta información biológica solo fue disponible para el stock de RC–SC, siendo necesario contar con información precisa sobre rasgos biológicos de los stocks de AS y de ID.

Una vez configurado el modelo se conoció el nivel de conservación de los individuos más grandes de la población sin necesidad de emplear la razón del potencial reproductivo, también se conoció el nivel de conservación de individuos más pequeños, y se obtuvieron estimaciones que dan cuenta del rendimiento máximo sostenible (RMS) según valores de referencia estándar dado la relación entre indicadores y parámetros de historia de vida. Una de las desventajas guarda relación con las similitudes de los indicadores de cada subsistema, ya que fueron completamente dependientes de los parámetros de historia de vida –que como se mencionó estuvieron asociados solo al stock del subsistema RC–SC–, e.g., L_{opt} . Como también se trata de un enfoque desarrollado exclusivamente para recursos ícticos, solo la función de crecimiento de *von Bertalanffy* estuvo disponible, cuando idealmente para el recurso langosta de Juan Fernández se sugiere una función de crecimiento somático de tipo *Piece-wise* (Manríquez, 2016). En este caso, se utilizaron los parámetros de crecimiento obtenidos desde el modelo de *Fabens* (Manríquez, 2016) para configurar los parámetros de crecimiento somático del método *LBI*.

A partir del desarrollo de cada indicador bajo dos valores de mortalidad natural: (a) $M=0.1$ y (b) $M=0.05$, se identificó que en los stocks de langosta de los subsistemas RC–SC, AS, e ID hubo una óptima conservación de la fracción más pequeña, inmadura y potencialmente desovante de la población, pero la conservación de individuos más grandes de la población presentó por una parte un signo de sobrepesca ocasional en RC-SC y algo más acentuada en AS durante las temporadas 2020/21 a 2022/23. En tanto la situación del stock en ID fue completamente distinta, sin ningún signo de sobrepesca, donde las capturas de la población vulnerable se han llevado a cabo de forma óptima y sostenible a lo largo de las temporadas.

5.5.2 Modelo de depleción y modelos dinámicos de biomasa

El modelo de depleción parece una buena alternativa para los subsistemas de Juan Fernández, ya que usa mucha información que la mayoría de los modelos solo agrega. Requiere sin embargo de buena información de captura por viaje de pesca, debiéndose mantener la información desagregada a nivel de viaje. Lamentablemente en los últimos años la información ha sido reportada a nivel semanal o por períodos aún más largos en alguno de los subsistemas, lo cual atenta contra este enfoque que requiere de información levantada con alta frecuencia.

El uso de estos modelos ha sido popularizado y desarrollado en gran medida por el Dr. Ruben Roa a través de su desarrollo teórico, su implementación en R y numerosas aplicaciones a nivel nacional e internacional (Roa-Ureta 2012, Roa-Ureta, et al 2015, Roa-Ureta 2018, Roa-Ureta, et al 2015). Su uso para esta pesquería es de gran utilidad, debido a que permite dar un uso extensivo a la información de captura y esfuerzo que genera rutinariamente SERNAPESCA. Existe además la posibilidad de combinar los resultados de este modelo al interior del modelo talla estructurado (como una serie de estimaciones de abundancia vulnerable).

Adicionalmente, este modelo genera estimaciones de mortalidad natural, la cual es de gran utilidad para modelos con mayor complejidad estructural. Se recomienda investigar estos resultados con atención para acotar de mejor forma las estimaciones disponibles de este parámetro para la langosta de Juan Fernández.

5.5.3 Modelo talla estructurado

El modelo talla estructurado pudo ser parametrizado para el subsistema RC-SC, contando con un volumen medio de información para el subsistema RCSC. Los resultados respecto del estatus del stock de langosta para este subsistema tiene similitudes a los obtenidos por el modelo de depleción y los de pesquerías pobre en datos. Sin embargo, hubo algunas diferencias en el estadístico utilizado para el cálculo de la condición de la biomasa del stock. En los modelos más sencillos, se considera la biomasa vulnerable, ya que es con esa fracción con la que se trabaja (tallas \geq a 115 mm). En el modelo talla estructurado, en cambio, el estadístico de condición de recurso se basa en el stock reproductivo de hembras, cuyo aporte comienza en tamaños bastante menores a la talla mínima de captura, alcanzando valores de talla media de madurez sexual aproximadamente a los 73 mm. De esta forma, en el modelo talla estructurado siempre quedará una fracción relevante de biomasa reproductiva invulnerable a la pesquería. Este es un punto relevante ya que dependiendo de la aproximación utilizada (modelo) tendremos diferencias en el diagnóstico, al menos para algunos años.

El uso de modelos talla estructurados tiene amplia aceptación en la comunidad científica que evalúa y asesora regularmente los stocks de langostas y en especial de especies congénicas en el mundo (principalmente Australia y Nueva Zelanda, Rudd, et al 2025, Punt 2024). Punt (2024) señala que las evaluaciones de stock de langostas fueron de las primeras en adoptar rutinariamente los modelos basados en tallas. Estos modelos tienen toda la flexibilidad para aumentar su complejidad, especialmente en aspectos espaciales. En Australia esto resulta especialmente importante por los grandes contrastes en temperatura y el impacto que eso tiene en las tasas de crecimiento.

En el futuro cercano se visualiza un amplio uso de este enfoque para las tres unidades de pesquerías, siendo modelado en forma independiente.

5.6 Puntos biológicos de referencia

Los puntos de referencia en pesquerías son estadísticos que nos permiten evaluar el estatus y desempeño de la explotación de un recurso. En general, existen puntos de referencia empíricos y modelo-basados. Aunque los puntos de referencia basados en la biomasa y la mortalidad por pesca pueden tener fundamentos formales que los relacionen con los procesos poblacionales y pesqueros, siguen siendo cantidades que no se miden directamente y dependen de modelos para su estimación (Valero *et al.*, 2017). Los modelos de evaluación de poblaciones pueden estar mal especificados y ser sesgados (Maunder & Piner, 2015), lo cual potencialmente tienen impactos en la estimación y confiabilidad de los puntos de referencia estimados (Hilborn, 2002).

Los puntos de referencia empíricos, en cambio, se centran en cantidades que pueden ser más o menos directamente medidas como captura, esfuerzo pesquero, tasa de captura, duración de la

temporada de pesca y tamaño individual (Sainsbury 2008, Clarke y Hoyle 2014). El potencial atractivo de los puntos de referencia empíricos se deriva de observaciones más directas que las basadas en la mortalidad por pesca o la biomasa, y también de que se entienden y comunican fácilmente, y, teóricamente, son logísticamente más sencillos de implementar. No se han utilizado en general, porque aún no está claro si son robustos a la variabilidad e incertidumbre pesquera y biológica.

Un punto biológico de referencia (PBR) en su forma más genérica es una métrica del estado del stock desde un punto de vista biológico. El punto biológico de referencia refleja la combinación de varios componentes de la dinámica del stock, como (crecimiento somático, reclutamiento y mortalidad, incluida la mortalidad por pesca) en un único índice. El índice generalmente se expresa como una tasa instantánea de mortalidad por pesca asociada o un nivel de biomasa. El procedimiento para estimar el punto de referencia y el modelo subyacente es acordado dentro de la comunidad científica.

Los tres modelos más comunes que subyacen a los puntos de referencia biológicos han sido resumidos por Sissenwine y Shepherd (1987):

- (1) Desovante-Recluta
- (2) Modelos dinámicos con estructura
- (3) Modelos de producción.

La elección del modelo se basa en la historia de vida y la disponibilidad de captura, abundancia relativa, reclutamiento de poblaciones y datos de mortalidad, crecimiento y madurez específicos por edad.

Los modelos utilizados permiten obtener puntos de referencia para los distintos subsistemas. Independientemente del volumen de información utilizado, existe consistencia en afirmar que el estatus del recurso para el subsistema RC-SC requiere una disminución en las tasas de mortalidad por pesca.

5.7 Recomendaciones

- Mantener activo un programa de seguimiento de la pesquería de la langosta de Juan Fernández en todas las unidades de pesquerías (RCSC, AS e ID) que cuente con colaboración activa de los pescadores (Bitácoras) y de muestreo biológico. Se evidencia un claro aumento en el volumen de información a partir de la temporada 2006/07, que permite implementar modelos de diverso nivel de complejidad.
- Promover el ordenamiento de la estadística de captura por subsistema en SERNAPESCA, para que no existan dudas del origen de ellas (en especial en ID).
- Velar por que la información de captura siga siendo por viaje de pesca y no se agrupe por períodos de 10-15 días, lo cual atenta contra la estimación del esfuerzo de pesca en cada subsistema. La información de SERNAPESCA para la aplicación de algunos modelos de evaluación (Modelos de Depleción).
- Realizar estudios biológicos que permitan mejorar el conocimiento sobre la función de madurez a la talla, Crecimiento somático y mortalidad natural (estos dos últimos a través de estudios de marcaje y recaptura).
- Implementar y comparar cuantitativamente los resultados de modelos de distinto nivel de complejidad para cada subsistema, con una orientación táctica hacia el manejo. En la medida que se incorporen más temporadas a las bases de datos, se recomienda parametrizar el modelo estadístico estructurado por tallas a los otros 2 subsistemas.
- Implementar una aproximación de Evaluación de Estrategias de Manejo de Evaluación de Estrategias de Manejo (MSE) en cada subsistema para evaluar el desempeño de acciones de manejo pasada y futuras para este recurso.

6 CONCLUSIONES

- 1) Existe un volumen intermedio de información biológica/pesquera separada por subsistema, que permite la aplicación de modelos de distinto nivel de complejidad.
- 2) Los parámetros de Mortalidad natural (M) y las funciones de incrementos medios a la talla son muy relevantes en la modelación de este recurso y sus estimaciones requieren se publicados a la brevedad.
- 3) Los datos de operatividad pesquera de la flota que captura langostas de Juan Fernández en los subsistemas Robinson Crusoe entre 2002-2003 y 2022-2023, Alejandro Selkirk entre 2009-2019 y 2022-2023, e Islas Desventuradas entre 2010-2011 y 2017-2018, son informativos para el uso de modelo de depleción generalizados intra-anales combinados con modelos de producción excedente.
- 4) Los modelos de depleción indican que la mortalidad por pesca (F) es mucho mayor que la mortalidad natural en la mayoría de las temporadas de pesca en los tres subsistemas, aunque F ha bajado fuertemente en Robinson Crusoe en las dos últimas temporadas (2021-2022 y 2022-2023).
- 5) El modelo de producción excedente y su representación en un diagrama de fases indica que el stock está sufriendo sobre-pesca ($F > F_{RMS}$) y está sobre-pescado ($B < B_{RMS}$) en los tres subsistemas.
- 6) Según los resultados del modelo de producción es necesario reconstruir la biomasa del stock y bajar las tasas de captura para asegurar la sustentabilidad de la actividad pesquera alrededor de la langosta de Juan Fernández en los subsistemas Robinson Crusoe y Alejandro Selkirk.
- 7) Puesto que no hay datos de temporadas de pesca en el subsistema Islas Desventuradas desde 2017-2018, y el estado del stock en ese año fue de sobre-pesca, es posible que en la actualidad el stock haya reconstruido su biomasa en este subsistema.
- 8) Los resultados del modelo dinámico talla estructurado también indica que es necesario reconstruir la biomasa del stock y bajar las tasas de captura para asegurar la sustentabilidad de la actividad pesquera alrededor de la langosta de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe.
- 9) Es posible obtener puntos de referencia para los distintos subsistemas con los modelos provenientes de metodologías pobre en datos (JABBA), modelos de depleción o modelo talla estructurado.

7 REFERENCIAS

- Anderson, C. R., S. K. Moore, M. C. Tomlinson, J. Silke, C. K. Cusack. 2015. Living with harmful algal blooms in a changing world: strategies for modeling and mitigating their effects in coastal marine ecosystems. In *Coastal and Marine Hazards, Risks, and Disasters* (pp. 495-561). Elsevier.
- Annala, J. 1980. Mortality estimates for the rock lobster, *Jasus edwardsii*, near Gisborne, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 14 (4): 357–371. 10.1080/00288330.1980.9515878.
- Annala, J. H., & Bycroft, B. L. 1987. Fecundity of the New Zealand red rock lobster, *Jasus edwardsii*. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 21(4): 591-597.
- Arana, P. & G. Martínez. 1985. Crecimiento por muda de la langosta de Juan Fernández (*Jasus frontalis*). En: P. Arana (ed.). *Investigaciones Marinas en el Archipiélago de Juan Fernández*. Esc. Ciencias del Mar, UCV, Valparaíso, pp. 225-236.
- Arana, P. & Olate, C. 2000. Composición de las capturas de la langosta de Juan Fernández (*Jasus frontalis*) y determinación de parámetros biológico–pesqueros durante la temporada de pesca 1996–1997. *Investigaciones Marinas*. 28: 83–115.
- Arana, P. & Toro, C. 1985. Distribución del esfuerzo, rendimientos por trampa y composición de las capturas en la pesquería de la langosta de Juan Fernández (*Jasus frontalis*). Pages 157-185 in P. Arana, ed., *Investigaciones Marinas en el Archipiélago de Juan Fernández*. Escuela de Ciencias del Mar, Universidad Católica de Valparaíso (Chile).
- Arana, P. & C. Melo. 1973. La langosta de Juan Fernández. II. Pesca comercial de *Jasus frontalis* en las islas de Robinson Crusoe y Santa Clara. *Invest. Mar.*, Valparaíso, 4(5): 135-154.
- Arana, P., 1983. Estado en que se encuentra la pesquería de la langosta de Juan Fernández (*Jasus frontalis*). In: Arana, P. (Ed.), *Análisis de Pesquerías Chilenas*. Escuela de Ciencias del Mar, Universidad Católica de Valparaíso, Chile, pp. 77– 111.
- Arana, P., Palma, S., Guerrero, A., Ahumada, M., & Jofré, A. 2006a. Monitoreo biológico-pesquero de la langosta y cangrejo dorado en el Archipiélago Juan Fernández. (Proyecto FIP No 2004-48). Informe Final. Estud. Doc, Pont. Univ. Católica Valparaíso, 32/2006: 288 pp.
- Arana, P., Ahumada, M., Guerrero, A., Espejo, V., Yáñez, E., Silva, C., Ernst, B. & Orensanz, J.M. 2006b. Evaluación de stock y distribución de la langosta y el cangrejo dorado en el Archipiélago Juan Fernández (Proyecto FIP 2005-21). Informe final. Estud. Doc., Pontificia Universidad Católica, Valparaíso, 27/2006: 257p.
- Arana, P., & Vega, R. 2000. Pesca experimental del cangrejo dorado (*Chaceon chilensis*) en el archipiélago de Juan Fernández, Chile. *Investigaciones Marinas*, 28: 69-81.

- Arana, P., Yañez, E., Olate, C., Silva, C., & Vega, R. 1997. Análisis y evaluación indirecta de la pesquería de la langosta en el Archipiélago de Juan Fernández. Informe Final Proyecto FIP 96-22. Escuela de Ciencias del Mar, UCV, Valparaíso, 217 pp.
- Arana, P.M. 1987. Perspectivas históricas y proyecciones de la actividad pesquera realizada en el Archipiélago de Juan Fernández, Chile. In: J.C. Castilla (ed.). Islas oceánicas chilenas: conocimiento científico y necesidades de investigaciones. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago, pp. 321-353.
- Arana, P.M., E. Dupré & V. Gaete. 1985. Ciclo reproductivo, talla de primera madurez sexual y fecundidad de la langosta de Juan Fernández (*Jasus frontalis*). In: P. Arana (ed.). Investigaciones marinas en el archipiélago de Juan Fernández. Escuela de Ciencias del Mar PUCV, Valparaíso, pp. 188-211.
- Báez, P. 1973. Larvas phyllosoma del Pacífico Sur Oriental (Crustacea, Macrura, Scyllaridea). Rev. Biol. Mar., 15(1): 115-130.
- Báez, P. 1979. El puerulus de *Jasus frontalis* (H. Milne Edwards, 1837) (Crustacea: Decapoda: Palinuridae). Rev. Biol. Mar., Dep. Oceanol. Univ. Chile, 16(3): 311-318.
- Bahamonde, N. 1987. San Félix y San Ambrosio, las islas llamadas Desventuradas In: Castilla JC, editor. Islas Oceánicas Chilenas: Conocimiento científico y necesidades de Investigaciones. Santiago: Ediciones Universidad Católica de Chile. 85-99 p.
- Bannerot, S.P., & Austin, C.B. 1983. Using frequency distributions of catch per Unit effort to measure fish stock abundance. Trans. Amer. Fish. Soc. 112: 608-617.
- Battaille, B., y Quinn, T. 2004. Catch per unit effort standardization of the eastern Bering Sea walleye pollock (*Theragra chalcogramma*) fleet. *Fisheries Research* 70: 161-177.
- Bergh, M. & Johnston, J. 1992. A size-structured model for renewable resource management, with application to resources of rock lobster in the South-East Atlantic. *South African Journal of Marine Science*. 12 (1), 1005-1016. <https://doi.org/10.2989/02577619209504758>.
- Beverton, R.J.H. and Holt, S.J. 1956 A review of methods for estimating mortality rates in exploited fish populations, with special reference to sources of bias in catch sampling. *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée*, 140, 67-83.
- Beverton, R.J.H. 1992 Patterns of reproductive strategy parameters in some marine teleost fishes. *Journal of Fish Biology* 41, 137-160.
- Beyers, C. 1979. Stock assessment and morphometric and biological characteristics of the rock lobster *Jasus lalandii*. *Investigational Report Division of Fisheries, Union of South Africa*. 26-69.
- Beyers, C. J. de B. & Goosen, P. C. 1987. Variations in fecundity and size at sexual maturity of female rock lobster.

- Booth, J. 1994. *Jasus edwardsii* larval recruitment off the east coast of New Zealand. *Crustac.* 66(3): 295–317.
- Booth, J. D. & Phillips, B. F. 1994. Early life history of spiny lobster. *Crustaccana*, 66(3): 271-294.
- Booth, J. D. 1979. Settlement of the rock lobster, *Jasus edwardsii* (Decapoda: Palinuridae), at Castlepoint, New Zealand. *New Zealand Journ. mar. Freshwat. Res.*, 13: 395-406. --, 1980. Larval recruitment studies. *Catch*, 7(7): 22-23.
- Censo, 2017. <https://resultados.censo2017.cl/Region?R=R05>.
- Chandrapavan, A., Gardner, C., Linnane, A. & Hobday D. 2009. Colour variation in the southern rock lobster *Jasus edwardsii* and its economic impact on the commercial Industry. *N Z J Mar Freshwater Res* 43:537–545.
- Childress M. & Jury S. 2006. CHAPTER 3: Behaviour In: *Lobsters: Biology, Management, Aquaculture and Fisheries*. Phillips Bruce (Ed). Blackwell Publishing ©. 78-112.
- Chiswell, S. & J. Booth. 1999. Rock lobster *Jasus edwardsii* larval retention by the Wairarapa Eddy off New Zealand. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 183: 227-240.
- Cockcroft, A. C. and P. C. Goosen 1995 - Shrinkage at moulting in the rock lobster *Jasus lalandii* and associated changes in reproductive parameters. *S. Afr. J. mar. Sci.* 16: 195-203.
- Cope, JM. & AE Punt. 2009. Length-based reference points for data-limited situations: applications and restrictions. *Marine and Coastal Fisheries* 1 (1): 169-186
- Díaz, P. & Arana, P. 1987. Estimaciones de mortalidades y de la edad crítica en la langosta de Juan Fernández (*Jasus frontalis*) de las Islas Robinson Crusoe y Santa Clara. *Investigaciones Marinas en el Archipiélago Juan Fernández*. Escuela de Ciencias del Mar, UCV, Valparaíso. 237–250.
- Dichmont, C.M., R.A. Deng, A.E. Punt, J. Brodziak, Y.J. Chang, J.M. Cope, J.N. Ianelli, C.M. Legault, R.D. Methot, C.E. Porch, M.H. Prager & Shertzer, K.W. 2016. A review of stock Assessment packages in the United States *Fish. Res.*, 183: 447-460 pp, doi: 10.1016/j.fishres.2016.07.001
- Dichmont, C.A., Deng, R.A., Dowling, N. & Punt, A.E. 2021. Collating stock assessment packages to improve stock assessments. *Fisheries Research* 236, 105844.
- Dowling, N., Wilson, J., Rudd, M., Babcock, E., Caillaux, M., Cope, J., Dougherty, D., Fujita, R., Gedamke, T., Gleason, M., Hordyk, A., Maina, G., Mous, P.J., Ovando, D., Parma, A., Prince, J., Revenga, C., Rude, J., Victor, S. 2016. FishPath: A Decision Support System for Assessing and Managing Data- and Capacity- Limited Fisheries. 10.4027/amdlfs.2016.03.

- Dúbula, O., Groeneveld, J. C., Santos, J., van Zyl, D. L., Brouwer, S. L., van den Heever, N., & McCue, S. A. 2005. Effects of tag-related injuries and timing of tagging on growth of rock lobster, *Jasus lalandii*. *Fisheries Research*, 74, 1-10.
- Dupré E. & Guisado, Ch. 1996. Identificación de los primeros estados de phyllosoma de la langosta de Juan Fernández (*Jasus frontalis*) mantenidos en laboratorio. *Investigaciones Marinas*, 24: 39-50.
- Eddy, T.D., Gardner, J.P.A., Pérez-Matus, A. 2010. **Applying fishers' ecological knowledge to construct past and future lobster stocks in the Juan Fernández Archipiélago, Chile.** PLoS ONE, 5 (11), e13670. doi:10.1371/journal.pone.0013670.
- Ernst, B., Chamorro, J., Manríquez, P., Orensanz, J.M., Parma, A.M., Porobic, J., y Román, C. 2013. Sustainability of the Juan Fernández lobster fishery (Chile) and the perils of generic science-based prescriptions. *Global Environmental Change: Human and Policy Dimensions*, 23: 1381-1392.
- Ernst, B., Manríquez, P., Orensanz, J.M., Roa, R., Chamorro, J., y Parada, C. 2010a. Strengthening of a traditional territorial tenure system through protagonism in monitoring activities by lobster fishermen from Juan Fernandez Islands (Chile). *Bulletin of Marine Science*, 86: 315-338.
- Ernst, B., Orensanz, J.M., Manríquez, P., Chamorro, J., Roman, C., Porobic, J., y Rivara, P. 2012. **Monitoreo a la pesquería de crustáceos en el archipiélago Juan Fernández, año 2011** (Proyecto FIP N°4728-36-LP12).
- Ernst, B., Parada, C., Chamorro, J., Manríquez, P., Pino, J., Tapia, B., Sandoval, M., Cornejo, S. & Ibañez, R. (2020). Programa de seguimiento de las principales pesquerías nacionales año 2019. Informe Final. Pesquerías de crustáceos del Archipiélago Juan Fernández.
- Ernst, B., Parada, C., Chamorro, J., Manríquez, P., Pino, J., Tapia, B., Sandoval, M. y Cornejo, S. 2019. Informe Final Programa de Seguimiento de las Principales Pesquerías Nacionales, año 2018. Pesquerías de Crustáceos del archipiélago Juan Fernández. Instituto de Fomento Pesquero.
- Ernst, B., Parada, C., Chamorro, J., Pino, J., Tapia, B., Cornejo, S., Pardo, L., Hinojosa, I. & Aguilar, A. (2022). Monitoreo Biológico pesquero de las pesquerías y del ecosistema asociado al Archipiélago Juan Fernández, 2021. Pre–Informe Final FIPA.
- Ernst, B., Parada, C., Manríquez, P., Chamorro, J., y Retamal, P. 2010b. **Dinámica poblacional y pesquera de la langosta en la isla Alejandro Selkirk** (Proyecto FIP No 2008-24).
- Ernst, B., Parada, C., Pino, J., Chamorro, J., Manríquez, P., Tapia, B., Sandoval, M., Cornejo, S. y Yáñez, R. 2020. Informe Final Ejecución del proyecto de seguimiento de crustáceos de Juan Fernández (2019). Instituto de Fomento Pesquero.

- Ernst, B., Pino, J., Chamorro, J., Manríquez P., Rivara, P. & Porobic, J. 2015. Programa de seguimiento de las principales pesquerías nacionales año 2014. Proyecto IFOP No. 581101. Pesquerías de crustáceos del Archipiélago Juan Fernández.
- Ernst, B., Pino, J., Chamorro, J., Manríquez P., Rivara, P. & Porobic, J. 2016. Programa de seguimiento de las principales pesquerías nacionales año 2015. Proyecto IFOP No. 581101. Pesquerías de crustáceos del Archipiélago Juan Fernández.
- Ernst, B., Pino, J., Chamorro, J., Manríquez P., Rivara, P. & Porobic, J. 2017. Programa de seguimiento de las principales pesquerías nacionales año 2016. Proyecto IFOP No. 581101. Pesquerías de crustáceos del Archipiélago Juan Fernández.
- Ernst, B., Pino, J., Chamorro, J., Manríquez P., Rivara, P. & Porobic, J. 2018. Programa de seguimiento de las principales pesquerías nacionales año 2017. Proyecto IFOP No. 581101. Pesquerías de crustáceos del Archipiélago Juan Fernández.
- Francis, R. C. 2011. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68(6): 1124-1138.
- Friedlander, A., Ballesteros, E., Caselle, J., Gaymer, C., Palma, A., Petit, I., Varas, E., Muñoz, A. & Sala, E. 2016. Marine Biodiversity in Juan Fernández and Desventuradas Islands, Chile: Global Endemism Hotspots. *PLoS ONE*. 11 (1), e0145059. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0145059>.
- Froese, R. 2004. Keep it simple: three indicators to deal with overfishing. *Fish and Fisheries* 5:86-91, doi:10.1111/j.1467-2979.2004.00144.x
- Froese, R., Demirel, N., Coro, G., Kleisner, K.M. & Winker, H. 2016. Estimating fisheries reference points from catch and resilience. *Fish Fish.*, 18: 506-526, doi: 10.1111/faf.12190
- Frusher, S. & Hoenig, J. 2001. Estimating natural and fishing mortality and tag reporting rate of southern rock lobster (*Jasus edwardsii*) from a multiyear tagging model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 58 (12), 2490–2501. <https://doi.org/10.1139/f01-182>.
- Gardner, C., Frusher, S., Barrett, N., Haddon, M. & Buxton, C. 2006. Spatial variation in size at onset of maturity of female southern rock lobster *Jasus edwardsii* around Tasmania, Australia. *Scientia Marina*. 70 (3), 423–430. [10.3989/scimar.2006.70n3423](https://doi.org/10.3989/scimar.2006.70n3423).
- George, R. 2005. Evolution of life cycles, including migration, in spiny lobsters (Palinuridae). *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.*, 39(3): 503-514.
- Glass, J. 2014. The fishery and biology of the rock lobster *Jasus tristani* at the Tristan Da Cunha Island group. Thesis, Cape Peninsula University of Technology, Sudáfrica.
- Green, B., Gardner, C., Linnane, A., Hobday, D., Chandrapavan, A., Punt, A., McGarvey, R., Hartmann, K., Treloggen, R., Revill, H., Hoare, M. & Hawthorne, P. 2006. Spatial management of southern rock lobster fisheries to improve yield, value and

sustainability. Australian Seafood Cooperative Research Center, Project No. 2006/220. Pp. 257.

- Grobler, C. & Noli-Peard, K. 1997. *Jasus lalandii* fishery in post-independence Namibia: monitoring population trends and stock recovery in relation to a variable environment. *Marine and Freshwater Research*, CSIRO publishing, Australia. 48, 1015–1022. <https://doi.org/10.1071/MF97161>.
- Groeneveld, J.C. 1997 Growth of spiny lobster *Palinurus gilchristi* (Decapoda: Palinuridae) off South Africa. *South African Journal of Marine Science*, 18, 19–29.
- Gulland, J.A. 1964. Catch per unit effort as a measure of abundance. *Rapports et Proces-Verbaux des Reunions Conseil*, 155 : 8-14.
- Hartig, F. 2022. DHARMA: Residual diagnostics for hierarchical (multi-level/mixed) regression models. R package version 0.4.5. <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>.
- Hazell, R. W. A.; Cockcroft, A. C.; Mayfield, S.; Nofke, S. 2001: Factors influencing the growth rate of juvenile rock lobsters, *Jasus lalandii*. *Marine and Freshwater Research* 52(8): 1367-1650.
- Henríquez, G., L. Rodríguez, C. Lea-Plaza, J. Sáteler, and R. Salas. 1985. Diagnóstico de la pesquería de langosta del archipiélago Juan Fernández. CORFO-IFOP (Valparaíso, Chile), AP 86/6. 133 p.
- Hernández, D.R., y Perrotta, R.G. 2006. Influencia de las interacciones con el factor año en los índices anuales de abundancia obtenidos por modelos lineales generales utilizando datos de Captura por Unidad de Esfuerzo. *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero*, 18: 57-73.
- Heydorn, A. 1969. The rock lobster of the South African west coast. *Jasus lalandii* (H. Milne-Edwards). Populations studies, behaviour, reproduction, moulting, growth, and migration. *Investigational Report Division of Fisheries, Union of South Africa*. 71, 1–52.
- Heydorn, A. E. F. 1965: The rock lobster of the South African west coast, *Jasus lalandii* (H. Milne-Edwards). I. Notes on the reproductive biology and the determination of minimum size limits for commercial catches. *Investl Rep. Div. Fish. Un. S. Afr.* 53, 32 pp.
- Hilborn, R., Walters, C. J. 1992. Quantitative fisheries stock assessment. Chapman & Hall, London.
- Hinojosa, I., Green, B., Gardner, C. & Jeffs, A. 2015. Settlement and early survival of southern rock lobster, *Jasus edwardsii*, under climate-driven decline of kelp habitats. *ICES Journal of Marine Science*. 72 (Supplement 1), i59–i68. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu199>.
- Hobday D.K. and Ryan T.J. 1997. Contrasting sizes at sexual maturity of southern rock lobsters (*Jasus edwardsii*) in the two Victorian fishing zones: implications for total egg production and management. *Marine and Freshwater Research* 48, 1009–1014.

- Hobday, D. & Punt, A. 2001. Size-structured population modelling and risk assessment of the Victorian southern rock lobster, *Jasus edwardsii*, fishery. *Marine and Freshwater Research* 52:1495-1507.
- Johnston, S. J., & Bergh, M. O. 1993. Size-based estimates of survivorship for the South African rock lobster *Jasus lalandii*. *Fisheries Research (Amsterdam)* 18, 277–304.
- Kensler, C. B. 1967: Fecundity in the marine spiny lobster *Jasus verreauxi* (H. Milne Edwards) Crustacea: Decapoda: Palinuridae). *N.Z. JI mar. Freshwat. Res.* 1: 143-55.
- Kittaka, J., Ono, K. & Booth, J.D. 1997. Complete development of the green rock lobster, *Jasus verreauxi* from egg to juvenile. *Bulletin of Marine Science*, 61, 57–71.
- Kruse, G. 1993. Biological perspectives on crab management in Alaska. En: G. Kruse, D.M. Eggers, R.J. Marasco, C. Pautzke, and T.J. Quinn, eds., *Proceedings of the International Symposium on Management Strategies for Exploited Fish Populations*. University of Alaska Sea Grant College Program Rep. 93-02 (Fairbanks). 355-384 pp.
- Large, P.A. 1992. Use of a multiplicative model to estimate relative abundance from commercial CPUE data. *ICES. Journal of Marine Science*, 49: 253-261.
- Larrain, F. & **Yáñez, E. 1983. La pesquería de langosta (*Jasus frontalis* Milne-Edwards, 1837) desarrollada en las islas Robinson Crusoe y Santa Clara (338 400 S, 788 500 W) entre 1972–1979: estimación de rendimientos equilibrados.** *Invest. Mar. (Valparaíso)* 11, 19–30.
- Lee H-H., Maunder M.N., Piner K.R., Methot R.D. 2011. Estimating natural mortality within a fisheries stock assessment model: An evaluation using simulation analysis based on twelve stock assessments. *Fisheries Research* 109, 89-94.
- Lin, Y-J., Jessop, B.M. 2020. Application of generalized depletion model to recruitment of American eel livers and empirical support from survey data. *Transactions of the American Fisheries Society* 149, 576-586.
- Lin, Y-J., Tzeng, W.N. 2018. Modelling the bycatch of *Anguilla marmorata* using a generalized depletion model with an example from the Taiwanese glass eel fisheries for *Anguilla japonica*. *Fisheries Research* 208, 210-218.
- Lin, Y-J., Tzeng, W-N., Han, Y-S., Roa-Ureta, R.H. 2017. A stock assessment model for transit stock fisheries with explicit immigration and emigration dynamics: application to upstream waves of glass eels. *Fisheries Research* 195, 130-140.
- Lings, S., Johnson, C., Frusher, S. & Ridgway, K. 2009. Overfishing reduces resilience of kelp beds to climate-driven catastrophic phase shift. *Proceedings of the National Academy of Science*. 106 (52), 22341–22345. <https://doi.org/10.1073/pnas.090752910> .

- Linnane, A., Penny, S., Hawthorne, P. & Hoare, M. 2008a. Spatial differences in size of maturity and reproductive potential between inshore and offshore fisheries for southern rock lobster (*Jasus edwardsii*) in South Australia. *Fisheries Research*. 96: 238–243.
- Linnane A, Penny S & Ward T. 2008b. Contrasting fecundity, size at maturity and reproductive potential of southern rock lobster *Jasus edwardsii* in two South Australian fishing regions. *J Mar Biol AssocUK* 88:583–589.
- MacDiarmid, A. & Sainte-Marie, B. 2006. Chapter 2: Reproduction. In B. Phillips, ed. *Lobsters: biology, management, aquaculture and fisheries*. Blackwell Publishing. Oxford. 45-77.
- MacDiarmid, A. B. 1989. Size at onset of maturity and size-dependent reproductive output of female and male spiny lobsters *Jasus edwardsii* (Hutton) (Decapoda, Palinuridae) in northern New Zealand. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 127(3): 229-243.
- MacDiarmid, A.B. & Kittaka, J., Breeding. In: Phillips, B.F. and Kittaka, J. (eds.), *Spiny Lobsters: Fisheries and Culture*, 2nd ed., Blackwell Scientific, Oxford, UK, 2000, pp. 485–507.
- Manríquez, P. 2016. Crecimiento somático de la langosta de Juan Fernández *Jasus frontalis* (H. Milne Edwards, 1837) y evaluación del impacto de la talla mínima legal de extracción como táctica del manejo de su pesquería. Tesis, Universidad de Concepción, Chile. pp 126.
- Maunder, M.M., y Punt, A.E. 2004 Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fisheries Research*. 70:141-159.
- Maynou, F. 2015. Application of a multi-annual generalized depletion model to the assessment of a data-limited coastal fishery in the western Mediterranean. *Scientia Marina* 79: 157-168.
- Maynou, F., Demestre, M., Martín, P., Sánchez, P. 2021. Application of a multi-annual generalized depletion model to the Mediterranean sandeel fishery in Catalonia. *Fisheries Research* 234: 105814.
- McGarvey, R., Ferguson, G. J., & Prescott, J. H. 1999. Spatial variation in mean growth rates at size of southern rock lobster, *Jasus edwardsii*, in South Australian waters. *Marine and Freshwater Research*, 50(4): 333-342.
- Meissa, B., Dia, M., Baye, B.C., Bouzouma, M., Beibou, E., Roa-Ureta, R.H. 2021. A Comparison of Three Data-Poor Stock Assessment Methods for the Pink Spiny Lobster Fishery in Mauritania. *Frontiers in Marine Science* 8: 714250.
- Melville-Smith, R., Goosen, P. C. & Stewart, T. J. 1995. The spiny lobster *Jasus lalandii* (H. Milne Edwards, 1837) off the South African coast: inter-annual variations in male growth and female fecundity. *Crustaceana* (Leiden) 68, 174–83.
- Méndez, R. 1979. Aplicación de mecanización hidráulica a embarcaciones de pesca artesanal en Chile. *Rev. Com, Perm. Pacifico Sur.*, 4: 75-85.

- Methot Jr, 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.
- Miethe T., Reecht Y., Dobby H. 2019. Reference points for the length-based indicator l_{max5} for use in the assessment of data-limited stocks. *ICES Journal of Marine Science*, 76: 2125–2139.
- Moltó, V., Catalán, I.A., Ospina-Álvarez, A., Roa-Ureta, R.H. 2022. A multiannual five-fleet generalized depletion model for the stock assessment of the Mediterranean dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) fishery. *ICES Journal of Marine Science* 0:1-16. DOI: 10.1093/icesjms/fsac072.
- Newman, G. G., & Pollock, D. E. 1974. Growth of the rock lobster *Jasus lalandii* and its relationship to benthos. *Marine Biology*, 24(4): 339-346.
- Ortiz, M., & Arocha, F. 2004. Alternative error distribution models for standardization of catch rates of non-target species from a pelagic longline fishery: billfish species in the Venezuelan tuna longline fishery. *Fisheries Research*, 70: 275-297.
- Palma, A., I. Cáceres-Montenegro, R. Bennett, S. Magnolfi, L. Henríquez, J. Guerra, K. Manríquez, & E. Palma. 2011. Near-shore distribution of phyllosomas of the two only lobster species (Decapoda, Achelata) present in Robinson Crusoe Island and endemic to the Juan Fernández archipelago. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 84: 379-390.
- Pauly, D., 1983. Some Simple Methods for the Assessment of Tropical Fish Stocks. FAO Fisheries Technical Paper No. 234. 52 pp.
- Pawitan, Y. 2001. In *All Likelihood: Statistical Modelling and Inference Using Likelihood*. Oxford Science Publications, Clarendon Press, Oxford. 525 pp.
- Pequeño, G., y Sáez, S. 2000. Los peces litorales del Archipiélago Juan Fernández (Chile): endemismo y relaciones ictiogeográficas. *Investigaciones Marinas.*, 28: 27-37.
- Pizarro, M. F. y Tiffou. M. 1974. La langosta de Juan Fernández. III. Sinopsis sobre la biología de la langosta de Juan Fernández *Jasus frontalis* (Milne-Edwards, 1837). *Invest. Mar. Univ. Catol. Valparaíso* 5: 1–52.
- Phillips, BF., Pearce, AF., Litchfield, R. & Guzman-del-Próo, SA. 1994. Spiny lobster catches and the ocean environment. In: BF Phillips, JS Cobb, J Kittaka (eds.). *Spiny Lobsters Management*. Fishing News Books. Uk. 250-261 pp.
- Pladeco. 2009. Plan de desarrollo Comunal. Obtenido desde la página web http://www.munivalpo.cl/transparencia/archivos/plan_desarrollo_comunal/PLADECO.pdf.
- Pladeco. 2015. Actualización del plan de desarrollo comunal 2015-2020. Ilustre Municipalidad de Juan Fernández, año 2015.

- Pollock, 1986. Review of the fishery for and biology of the Cape Rock Lobster *Jasus lalandii* with notes on larval recruitment. *Canadian Journ. Fish. aquat. Sci.*, 43: 2107-2117.
- Pollock., E. 1973. Growth of juvenile rock lobster *Jasus lalandii* (H. Milne Edwards). *Investl. Rep. Sea Fish. Branch S. Afr.* 106: 16 pp.
- Pollock., E., & C. J. DE B. Beyers. 1981. Environment, distribution and growth rates of West Coast rock lobster *Jasus ialacandii* (H. Milne Edwards). *Trans. 8. Soc. S. Afr.* 44: 379-400.
- Pope, J.G. 1972. An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. *Res. Bull. Int. Comm. Northw. Atl. Fish.* 9: 65-74. Punt & Kennedy (1997).
- Porobic, J. 2013. Estudio de la conectividad larval y reclutamiento de *Jasus frontalis* (Milne Edwards, 1837) en las islas de los Archipiélagos Juan Fernández y Desventuradas. Tesis, Universidad de Concepción, Chile. pp 129.
- Porobic, J., C. B. Canales-Aguirre, B. Ernst, R. Galleguillos, C. E. Hernández, C. E. 2013. Biogeography and historical demography of the Juan Fernández rock lobster, *Jasus frontalis* (Milne Edwards, 1837). *Journal of Heredity*, 104(2): 223-233.
- Porobic, J., Fulton, E., Parada, C., Frusher, S., Ernst, B. & Manríquez, P. (2019). The impact of fishing on a highly vulnerable ecosystem, the case of Juan Fernandez Ridge ecosystem. *PLoS ONE*. 14 (2), e0212485. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0212485>.
- Porobić, J., Parada, C., Ernst, B., Hormazábal, S., Combes, V., 2012. Modelación de la conectividad de las subpoblaciones de la langosta de Juan Fernández a través de un modelo biofísico.** *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 40(3): 613-632.
- Probst W.N., Kloppmann, M. & Kraus, G. 2013. Indicator-based status assessment of commercial fish species in the North Sea according to the EU Marine Strategy Framework Directive (MSFD). *ICES Journal of Marine Science*, 70: 694-706. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fst010>
- Punt, A. & Kennedy, R. 1997. Population modelling of Tasmanian rock lobster, *Jasus edwardsii*, resource. *Marine and Freshwater Research*, CSIRO publishing, Australia. 48: 967–980. <https://doi.org/10.1071/MF97070>.
- Punt, A.E., Walker, T.I, Taylor, B.L., y Pribac, F. 2000. Standardization of catch and effort data in a spatially-structured shark fishery. *Fisheries Research*, 45: 129-145
- Punt, A. E., Hobday, D., Gerhard, J., & Troynikov, V. S. 2006. Modelling growth of rock lobsters, *Jasus edwardsii*, off Victoria, Australia using models that allow for individual variation in growth parameters. *Fisheries Research*, 82(1-3), 119-130.
- Punt, A.E., Huang, T.-C. & Maunder, M.N. 2013. Review of integrated size-structured models for stock assessment of hard-to-age crustacean and mollusc species. *ICES J. Mar. Sci.* 70: 16–33.

- Punt, A.E., Haddon, M. & Tuck, G.N. 2015. Which assessment configurations perform best in the face of spatial heterogeneity in fishing mortality, growth and recruitment? A case study based on pink ling in Australia. *Fisheries Research*, 168: 85-99 pp.
- Quinn, T.J. & Deriso, R.B. 1999. *Quantitative Fish Dynamics*. Oxford University Press, Oxford.
- Quackenbush, L. 1994. Lobster reproduction: a review. *Crustaceana* 67: 82–94.
- R Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- R Development Core Team. 2011. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: The R Foundation for Statistical Computing. ISBN: 3-900051-07-0. Available online at <http://www.R-project.org/>.
- Reynolds, JD, Jennings, S & Dulvy, NK. 2001. Life histories of fishes and population responses to exploitation. In: *Conservation of Exploited Species* (eds. JD Reynolds, GM Mace, KH Redford & JG Robinson), Cambridge University Press, Cambridge, 148-168 pp.
- Roa-Ureta, R. 2012. Modelling in-season pulses of recruitment and hyperstability-hyperdepletion in the *Loligo gahi* fishery around the Falkland Islands with generalized depletion models. *Ices Journal of Marine Science* 69:1403-1415.
- Roa-Ureta, R. H., C. Molinet, N. Barahona, and P. Araya. 2015. Hierarchical statistical framework to combine generalized depletion models and biomass dynamic models in the stock assessment of the Chilean sea urchin (*Loxechinus albus*) fishery. *Fisheries Research* 171.
- Roa-Ureta, R.H. 2015a. Stock assessment of the Spanish mackerel (*Scomberomorus commerson*) in Saudi waters of the Arabian Gulf with extensions of generalized depletion models under severe data-limited conditions. *Fisheries Research* 171, 68-77.
- Roa-Ureta, R.H. 2018. CatDyn: Fishery Stock Assessment by Generalized Depletion Models. R package version 1.1-1.
- Roa-Ureta, R.H., Fernández-Rueda, M. del Pino, Acuña, José Luis, Rivera, Antonella, González-Gil, Ricardo, García-Flórez, Lucía. 2021. Estimation of the spawning stock and recruitment relationship of *Octopus vulgaris* in Asturias (Bay of Biscay) with generalized depletion models: implications for the applicability of RMS. *ICES Journal of Marine Science* 78, 2256-2270.
- Roa-Ureta, R.H., Henríquez, J., Molinet, C. 2020. Achieving sustainable exploitation through co-management in three Chilean small-scale fisheries. *Fisheries Research* 230, 105675.
- Roa-Ureta, R.H., Santos, M.N., Leitão, F. 2019. Modelling long-term fisheries data to resolve the attraction versus production dilemma of artificial reefs. *Ecological Modelling* 407, 108727.

- Rojas-Araos, F., Rojas-Hernández, Cornejo-Guzmán, Ernst, B., Dewitte, B., N., Parada, C., S., Veliz, D. 2024. Population genomic and biophysical modeling show different patterns of population connectivity in the spiny lobster *Jasus frontalis* inhabiting oceanic islands. *Marine Environmental Research* 193: 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2023.106253>
- Román, C., B: Ernst, M. Thiel, P. Manríquez, J. Chamorro, J. 2018. Spatio-temporal migratory dynamics of *Jasus frontalis* (Milne Edwards, 1837) in Alexander Selkirk Island, Juan Fernández archipelago, Chile. *PLoS one*, 13(7), e0200146.
- Roscoe, M. J. 1979: Biology and exploitation of the rock lobster *Jasus tristani* at the Tristan da Cunha Islands, South Atlantic, 1949-1976. Sea Fisheries Branch South Africa, investigational report 118: 1-47.
- Rozbaczylo, N., y Castilla, J. 1987. Invertebrados marinos del Archipiélago Juan Fernández. In: Castilla J.C. (ed) *Islas Oceánicas Chilenas: Conocimiento Científico y Necesidades de Investigaciones*. Ediciones Universidad Católica de Chile. 319-353 pp.
- Ruarte, C., y Perrota, R. 2007. Estimación de un índice de abundancia anual estandarizado para pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*), mediante la aplicación de un modelo lineal general. Período 1992-2003. INIDEP Informe Técnico 64.
- Saila, S., Annala, J., McKoy, J. & Booth. 1979. Application of yield models to the New Zealand rock lobster fishery. *New Zealand Journal of Marine & Freshwater Research*. 13 (1): 1–11. <https://doi.org/10.1080/00288330.1979.9515775>.
- Smith G.G. & Ritar A.J. 2007 Sexual maturation in captive spiny lobsters, *Jasus edwardsii*, and the relationship of fecundity and larval quality with maternal size. *Invertebrate Reproduction and Development* 50: 47–55.
- Smith P.J., McKoy J.L. and Machin P.J. (1980) Genetic variation in the rock lobsters *Jasus edwardsii* and *Jasus novaehollandiae*. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 14: 55–63.
- Sparre, P., Venema, S.C., 1992. Introduction to Tropical Fish Stock Assessment. Part I – Manual. FAO Fisheries Technical Papers No. 306/1. 407 pp.
- Sullivan, P. J. 1988. Kalm filter approach to catch-at-length analysis. Ph.D. thesis, University of Washington, Seattle, WA.
- Tapia, B., Ernst, B., Gauthier, S., Monnahan, C., Parada, C., Rivara, P. & Hendrix, N. (*in review*). Linking spatial heterogeneity of rocky reefs to demersal fish assemblages: Seascape fundamentals oriented toward conservation plans in Juan Fernández Archipelago Marine Reserve (SE Pacific). To submitted to: *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*.

- Tascheri R, Saavedra-Nievas JC, Roa-Ureta R. 2010. Statistical models to standardize catch rates in the multi-species trawl fishery for Patagonian grenadier (*Macruronus magellanicus*) off Southern Chile Fisheries Research. 105: 200-214
- Thorson J.T., Hicks A.C., Methot R.D. 2015. Random effect estimation of time-varying factors in stock synthesis. ICES Journal of Marine Science 72: 178-185.
- Van Buuren, S., and Groothuis-Oudshoorn, K. 2011. mice: multivariate imputation by chained equations in R. Journal of statistical software, 45: 1–67.
- Vernazi, J. 2004. Using R for Introductory Statistic. Chapman y Hall/CRC Press. Florida, United States of America. 414 pp.
- Wahle R.A. & Fogarty M.J. 2006. Growth and development: understanding and modelling growth variability in lobsters. In Lobsters: biology, management, aquaculture and fisheries. Edited by B.F. Philips. Blackwell Publishing Ltd., Oxford, UK. pp. 1–44.
- Winker, H., Carvalho, F., Kapur, M. 2018. JABBA: Otra evaluación bayesiana de biomasa. Fish. Res., 204: 275-288 pp <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.03.010>
- Winker, H., Carvalho, F., Thorson, J.T., Kell, L.T., Parker, D., Kapur, M., Sharma, R., Booth, A.J., & Kerwath, S.E. 2020. JABBA-**Select: incorporating life history and fisheries' selectivity into surplus production models** Fish. Res., 222: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2019.105355>
- Yañez, E., C. Canales y C. Silva. 2000. Evaluación indirecta y estado de explotación de la langosta (*Jasus frontalis*) en el archipiélago de Juan Fernández (**33°40'S-80°00'W**). Invest. Mar., Valparaíso, 28: 135-148.
- Yáñez, E., Pizarro, L., Barbieri, M.A., y Barra, O. 1985. Dinámica del stock de langosta (*Jasus frontalis* H. Milne Edwards, 1837) explotado en el archipiélago Juan Fernández (**33°40'S-80°W**). En: "Investigaciones Marinas en el Archipiélago Juan Fernández", P. Arana (ed.), Escuela de Ciencias del Mar, UCV, Valparaíso, 251-271 pp.

8 ANEXOS

8.1 ANEXO I : Acta reunión de coordinación



UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas
Departamento de Oceanografía



Acta Reunión Inicial proyecto FIPA 2021-15

BASES PARA LA IMPLEMENTACIÓN DE UN MODELO DE EVALUACIÓN DE STOCK PARA LANGOSTA DE
JUAN FERNÁNDEZ

Fecha 9 de septiembre 2021

Hora: 15:00

Plataforma virtual: ZOOM

Objetivo: Coordinación proyecto FIPA 2021-15

Participantes:

- Guisella Muñoz (Subsecretaría de Pesca y Acuicultura)
- Aurora Guerrero (Subsecretaría de Pesca y Acuicultura)
- Malú Zavando (FIPA)
- Rafael Hernández (FIPA)
- Billy Ernst (Jefe de Proyecto - Universidad de Concepción)

15:00 El Sr. Ernst da la bienvenida a los participantes de la reunión, agradeciendo el apoyo de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura y del FIPA al desarrollo de proyectos de investigación en el Archipiélago Juan Fernández. A continuación, el Sr. Ernst hace una síntesis de la historia del levantamiento de información pesquero en los últimos 15 años en este archipiélago y como eso se complementa con los objetivos de este proyecto.

15:10: La Sra. Zavando inicia la reunión indicando el carácter y la finalidad de esta primera reunión de coordinación. Señala además que es una oportunidad para lograr consenso y coordinación entre la sectorialista de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura y la Universidad de Concepción. La Sra. Zavando recuerda que, según el contrato, el proyecto comenzó a ejecutarse el 16 de agosto de 2021. De esta forma los hitos del proyecto en términos de informes y sus fechas de entrega son:

Fecha de entrega informe de Avance: 16 de marzo de 2022

Fecha de entrega del pre Informe Final: 16 de septiembre de 2022

Fecha de entrega del Informe Final: 16 de noviembre de 2022

15:15: El Sr. Ernst da comienzo a una presentación que aborda los siguientes puntos en relación con la propuesta del proyecto:

1. Objetivos
3. Coordinación Reuniones Administrativas
4. Información requerida por el proyecto

Casilla 160-C, Concepción, Chile / Tel +56-41-2204502
www.oceanografia.udec.cl



5. Gestión y Asesoría
6. Plan de trabajo y Actividades por Objetivo
7. Equipo de trabajo

Durante la presentación se resaltó el desarrollo de las siguientes de reuniones y talleres:

Reuniones administrativas

1. Coordinación con el FIPA y SUBPESCA al inicio del proyecto (9 de septiembre 2021)
2. Reunión informativa a los Sindicatos de Pescadores del archipiélago Juan Fernández (septiembre 2021)
3. Taller de difusión de resultados en la isla Robinson Crusoe (agosto 2022).
4. Taller de difusión de resultados en Valparaíso con FIPA, SUBPESCA y el Comité Científico Técnico de Crustáceos demersales (agosto 2022).

Talleres de trabajo

5. Taller virtual para desarrollar un modelo conceptual de biología de la langosta de Juan Fernández (abril 2022).
6. Taller virtual para desarrollar el modelo conceptual de evaluación de las pesquerías de langosta de Juan Fernández (abril 2022).

Gestión Administrativa

7. Reuniones (cada dos meses) con SUBPESCA para informar el estado de avance de desarrollo del análisis de la información e implementación de los modelos.
8. Presentación de avance al comité de manejo de Juan Fernández (mayo 2022).
9. Presentación de resultados finales en el seno del comité de manejo de Juan Fernández (agosto 2022)
10. Taller virtual de resultados de la modelación y establecimientos de puntos biológicos de referencia con la presencia de investigadores internacionales y la presencia de los miembros del Comité Científico Técnico de Crustáceos Demersales (agosto de 2022).

Respecto de los talleres durante la reunión se acordó lo siguiente:

- Los puntos 3 y 9 corresponden a la misma actividad.
- Los puntos 4 y 10 corresponden a la misma actividad.
- Relacionado al punto 10 en las bases técnicas de este proyecto se requiere de un “experto en producción de juveniles” en dicha reunión. Durante esta reunión se discutió este punto y se consideró que la presencia de dicho experto se requerirá en los talleres 5 y/o 6.

16:15 Se da por finalizada la reunión.

8.2 ANEXO II: Registros talleres técnicos

Reunion técnica con subpesca	Fecha: 23 de julio de 2024	Modalidad: virtual
<p>Asistentes de forma remota:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Billy Ernst (Jefe de Proyecto FIPA 2021-15) - Guisella Muñoz (SSPA) - Marcos Troncoso (SSPA) - Josefa Pino (Equipo Monitoreo JF) 		
<p>Objetivo: Revisión presentación resultados FIPA 2021-15 al CM de JF e ID</p>		
<p>Desarrollo de la reunión:</p> <p>1. Contexto general:</p> <p>El Dr. Billy Ernst, jefe del proyecto FIPA 2021-15 presenta previo al comité de manejo, los resultados de la ejecución de la evaluación de stock de la pesquería de langosta a la presidenta del CM de Juan Fernández y sectorialista de la división de crustáceos demersales de la Subpesca, Guisella Muñoz y a Marco Troncoso profesional de la división de administración pesquera de la Subpesca.</p> <p>En la sesión del Comité de manejo se espera abordar el plan de manejo, la estructuración y las decisiones. Considerando el trabajo de la nómina de especies de Juan Fernández y el trabajo que se realizará al respecto y que están solicitando los miembros del comité.</p> <p>Objetivo: Revisar los puntos más importantes a enfatizar durante la reunión del comité de manejo, en un bloque horario de 60 minutos.</p> <p>2. Presentación de resultados FIPA 2021-15</p> <p>Presentación: Avances en la modelación de la pesquería de la langosta de Juan Fernández. Inicio FIPA 2021-15 Modelación de dinámica poblacional para evaluar status y características de subunidades. 3 subunidades RC-SC, AS e ID</p> <p>Procesos de hiperestabilidad e hiperdepleción no son considerados por esta pesquería dada la baja rotación entre los pescadores de los lugares de pesca. Proceso de estandarización para remover algunos efectos que permitan observar los cambios en la abundancia relativa en función de la temporada de pesca y no a variables como mes, bote, zona. Revisión de series de tiempo de capturas retenidas y no retenidas. Considera elementos de comparación del programa de monitoreo y sernapesca.</p> <p>Modelación:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Modelo para pesquerías pobres en datos pueden generar series de tiempo de tallas, capturas y estatus del recurso <ol style="list-style-type: none"> a. JABBA solo requiere capturas y CPUE estandarizada b. LBA: requiere parámetros biológicos (e.g., crecimiento, madurez, selectividad, entre otros) y estructura de tallas 2. Modelo de depleción combinado con producción excedente 3. Modelo talla estructurado (tipo casa de Pat Sullivan): obtener serie de tiempo de biomasa vulnerable, serie de tiempo de biomasa desovante, productividad del stock, puntos de referencia. Modelo más cercano a aquellos de alta complejidad. 		

El interés de la evaluación era ver si se podían realizar estas modelaciones, con los datos disponibles y sus semejanzas y diferencias.

Los resultados obtenidos permiten obtener los diagramas de fase:

- Jabba en Schaffer y Fox ambos el diagnóstico es que parten en la zona roja y se mueven en **la zona roja. Eso significaría que el F, o el esfuerzo, siempre ha sido más alto que el “óptimo”**. En Selkirk la condición es levemente distinta, la condición al inicio. En ID no hay zona roja.
- En el modelo de depleción, el ajuste muestra una caída importante desde el 2010 estimados desde el modelo, al utilizar capturas y esfuerzo. Para AS y RC-SC muestra llegada a zona de sobrepesca
- Modelo talla estructurado: Se observa en el diagrama de fase el cambio muestra un periodo inicial en zona verde hasta llegar al periodo final en zona roja pero cercano al punto óptimo.

Este último modelo genera la ojiva de madurez, se puede obtener el efecto de la talla mínima sobre la captura, que permite observar, dada la ojiva de madurez que el F aplicado reserva ~26% de la biomasa.

3. Comentarios y observaciones:

Esta presentación en extensión se reduciría para acotarla a media hora en la reunión del CM considerando tiempo para el diálogo y resolución de inquietudes.

Sobre la presentación:

Marcos indica que como ejercicio está super bueno, desde su perspectiva el modelo que utiliza menos datos no se ve malo, asumiendo que es el que ocupa menos datos. Concuera en que es algo que no está cerrado y depende de la revisión exhaustiva considerando los datos que se pueden levantar y la dinámica actual de la pesquería. Todos los modelos hablan de que el recurso no está en buena condición, quizás no agotado, pero es necesario mirarlo con detención. Evaluar si es un efecto de la pesquería o de la pesquería y las condiciones ecológicas (cambios en la composición de especies, cambios ambientales). La revisión ecosistémica es importante ya que hay cambios en los fondos duros que podrían generar efectos sobre la langosta.

Para otras pesquerías se tendrían que buscar métodos de control de entrada, pero en esta se han llegado a acuerdos de límite de número de trampas.

Billy propone que quizás una evaluación operativa de lo que podría ser más o menos efectivo en cuanto a medidas de manejo.

Marcos consulta por la relación que puede haber entre el aumento en las capturas de breca y la abundancia de erizos. Billy responde que de acuerdo a otros trabajos, las relaciones apuntan más a estrella-erizos y langostas grandes-erizos que fauna íctica-erizo. Indica también que ha habido cambios en las costumbres de los pescadores, por ejemplo en la matanza de estrellas, también en el consumo de langostas de pelo (aquellas langostas que no alcanzaban la TML) arriba del bote. Ya prácticamente no se realiza, esa era la única fuente de mortalidad adicional que podría correr la ojiva de selección.

Marcos menciona la talla máxima de retención de langosta. Podrían ser los ejemplares que permitan reducir la abundancia explosiva de erizos, símil a lo observado en Australia.

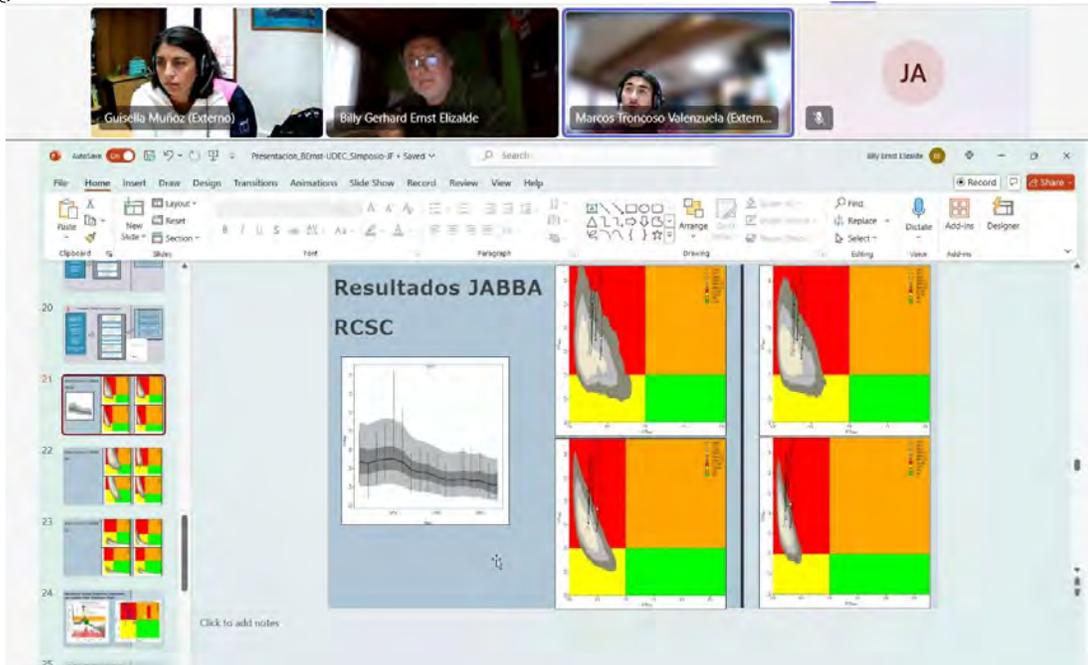
Guisella consulta, de qué manera esta información se presentará al comité de manejo para que se tomen acciones más no se genere caos. Entendiendo que esto podría ser cíclico, similar a lo que se ha observado con erizos (por ejemplo en los años 60s).

El Dr. Ernst menciona que hay procesos importantes de investigación. Los modelos están indicando que existen niveles de abundancia bajos de langosta sobre todo en RC-SC, AS, más las causas deben ser investigadas, porque no se puede hasta ahora atribuir todo a la acción de pesca. Falta dimensionar un poco más para tener certezas porque por ejemplo una baja en el esfuerzo tiene repercusiones en la dinámica propia de los pescadores, pero quizás no conlleve en el tiempo, observar un cambio, una mejoría en la condición de la langosta.

Guisella comenta que en relación a la dinámica del ecosistema, hay dos proyectos en ejecución que proponen remociones de erizo en masa, la U. Andres Bello propone una remoción grande y la UCSC una remoción monitoreada y progresiva para evaluar la sucesión. La preocupación radica en que aquella remoción estimule en el proceso de estrés de los animales, una explosión reproductiva. Existe preocupación por qué pasa después, cuando ambos proyectos terminen, quien se encarga del monitoreo de las acciones.

Para efectos de la presentación Billy indica que se centraría en los indicadores, y no explicar tan en detalle los modelos, indicando que varios modelos coinciden en que en este momento se encuentra el stock en un momento poco productivo, no alarmista pero permitir una discusión en torno a lo que se está observando. Un diagrama de fase por cada uno de los subsistemas.

Registros de la reunión



8.3 ANEXO III: Registros participación en reuniones.

Participación en Comité de Manejo Pesquerías artesanales del Archipiélago de Juan Fernández e Islas Desventuradas
<p>Fecha: 26 de julio de 2024 Modalidad: Virtual 2da sesión año 2024</p>
<p>En agenda del comité se consideró la presentación de resultados del Proyecto FIPA 2021-15 “Avances en la modelación de la pesquería de la langosta de Juan Fernández”.</p> <p>El Dr. Ernst, jefe de proyecto, se encargó de presentar el proyecto ante los miembros del comité de manejo. Durante la presentación se abordaron las fuentes de información, modelos utilizados y resultados obtenidos.</p> <p>Para mayor entendimiento explicó a los presentes sobre la interpretación del diagrama de Kobe, donde hay dos ejes, la biomasa desovante en X y Mortalidad por pesca en el eje Y (efectos sobre el valor de la mortalidad por pesca). La interpretación corresponde a que al dividir las unidades absolutas por un valor de referencia (en este caso desde el modelo), se obtiene un valor óptimo deseable. A la izquierda del punto óptimo es sobreexplotación. Punto de referencia de mortalidad por pesca, sobre la línea es sobrepesca.</p> <p>Los resultados obtenidos permiten seguir utilizando modelos para tener un diagnóstico de la situación de la langosta, y suman conclusiones y recomendaciones para ser consideradas por el comité de manejo y la comunidad de JF:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Las series de CPUE sugieren una depleción importante tanto en la fracción retenida como la no retenida de la captura • La información existente permite la parametrización de los modelos de evaluación de diverso grado de complejidad para el subsistema RC-SC y otros también. • Los modelos de evaluación indican un nivel de depleción medio a elevado a comienzos de la serie. • Los resultados sugieren que en la actualidad el recurso se encontraría con signos de sobrepesca y sobreexplotación. • Se sugiere el desarrollo de una evaluación de las estrategias de manejo para este recurso. • Es vital mantener activos los programas de levantamiento de información biológica-pesquera en todas las unidades de la pesquería.

Posterior a la presentación se generó un espacio de diálogo donde se realizaron consultas y observaciones, descritas a continuación:

Manuel Chamorro pregunta y sugiere conectar otras causas a las observaciones de sobrepesca observados en la evaluación, como cambio climático, temperatura del agua, etc.

Billy Ernst comenta que los resultados buscan destacar el estatus de la langosta, pero no menciona las causas, por lo que por ejemplo se podrían evaluar causas como la alta densidad de erizos. La aparición de erizos modifica tremendamente el hábitat rocoso del AJF que podría estar afectando el reclutamiento de crustáceos pequeños (y que ha ocurrido antes por ejemplo en los 60s)

Actualmente los niveles de captura retenida y no retenida por trampa son bajos. Las causas pueden ser varias. La intención es tener antecedentes e ir evaluando, no causar alarma pero si estar atentos a los cambios en el ecosistema y las repercusiones en la pesquería de langosta.

Julio Chamorro menciona varios otros antecedentes a partir del monitoreo, sobre la tendencia a la baja, la proporción sexual y los cambios de los últimos años, la comparación con otros sistemas insulares como Tasmania y la necesidad de que estos resultados sean informados a la comunidad en extenso.

Rodrigo Riquelme, sobre la presentación menciona dudas sobre como considerar temas como cambio climático y el desequilibrio en la proporción sexual de las capturas o las consideraciones en futuras medidas de administración.

Billy Ernst responde que incluir señales ambientales a los modelos siempre es un problema por la escala a la que operan las condiciones ambientales, mientras más larga sea la serie de datos de la pesquería es posible incluir señales ambientales tales como aquellas decadales. De acuerdo a las series de captura, si se pueden realizar ejercicios y notar señales decadales. Se puede iniciar ese ejercicio e incorporar variabilidad ambiental a los modelos, pero quedarían sujetos a muchos supuestos que no permitirían tener una aplicación táctica. La cantidad de información con la que se cuenta genera limitaciones para incorporar señales ambientales.

Sobre la relación macho-hembra, considerar que la pesquería de langosta no está orientada a machos, pero si hay una condición dada por la curva de portación al inicio de temporada donde se debe devolver la proporción de hembras que son mayores a 115 mm de LC no pueden ser retenidas si están portando huevos, que sería la condición al inicio y hacia el final de la temporada de pesca (dinámica de portación). La retención se sobrepone a la portación.

Jonathan Retamal, comenta que en Selkirk se ha visto bastante la mayor captura de hembras en los últimos 7 años app, siendo que en Selkirk generalmente salían más machos que hembras.

También en Selkirk se ha ido pescando cada vez más a la orilla, sobre todos los primeros meses (antes no se realizaba tanto por que hay mucha barra). Para tomar medidas de regulación, aunque sea difícil, sostiene que es necesario incluir la variabilidad ambiental.

Daniel González, menciona que se debe considerar que se trabaja sobre lo que entra en la trampa, más no se observa lo que no entra a la trampa, que pueden ser langostas que quizás no entran por comida o temperatura.

Billy Ernst recalca que estos son los primeros ejercicios de modelación, no son determinantes y son hipótesis de lo que está sucediendo. Menciona que los datos que hay de temperatura no coinciden con la disminución sistemática. Hay que observar que la disminución de las capturas ha sido sistemática desde el 2010. El punto planteado a partir de los modelos es un diagnóstico.

Daniel González incluye que hay factores económicos de la rentabilidad del viaje de pesca que pueden provocar cambios en el esfuerzo, por ejemplo que el precio de la langosta está más alto que en 2010.

Billy Ernst también menciona que hay un tema bio-económico detrás, que también pone un freno en el esfuerzo y que por ejemplo no se ha observado que este esfuerzo haya aumentado considerablemente en el tiempo.

Registros de la reunión:

The image shows two screenshots from a Zoom meeting. The top screenshot displays a presentation slide titled "AVANCES EN LA MODELACIÓN DE LA PESQUERÍA DE LA LANGOSTA DE JUAN FERNÁNDEZ" by Dr. Billy Ernst. It includes a graph of "Captura retenida y no retenida" showing "Captura NO retenida" (red line) and "Captura retenida" (blue line) against "Longitud selectores (mm)". The bottom screenshot shows a presentation slide titled "Que es un Diagrama de Kobi?" with a Kobi diagram. The diagram plots "Mortalidad por Pesca" (Fishing Mortality) on the y-axis and "Biomasa Desovante" (Spawning Biomass) on the x-axis. It is divided into four quadrants: "Sostenible Sobreexplotada" (top-left, red), "Sostenible Sobrepesca está ocurriendo" (top-right, yellow), "Sostenible Suficiente Sobreexplotado" (bottom-left, green), and "Pesca muy sustentable" (bottom-right, blue). The diagram also indicates "Subpesca" (underfishing) and "Sobrepesca" (overfishing) regions.

Participación en Comité de Manejo Pesquerías artesanales del Archipiélago de Juan Fernández e Islas Desventuradas
<p>Fecha: 25 de agosto de 2024 Modalidad: Presencial. Auditorio CONAF, isla Robinson Crusoe 3era sesión año 2024</p>
<p>En agenda del comité se consideró la presentación “Monitoreo Biológico de las Pesquerías, distribución espacial de la fauna acompañante y estimación del estatus de langosta” (Universidad de Concepción).</p> <p>El profesor Billy Ernst, de la Universidad de Concepción, presentó los antecedentes del monitoreo biológico de las pesquerías artesanales de Juan Fernández, abordando tres temas principales:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Seguimiento biológico de las pesquerías artesanales de Juan Fernández, donde se destacó el desempeño de los indicadores de la pesquería de langosta. 2. Fauna acompañante asociada a la pesquería de langosta, con un enfoque dirigido presencia de erizo en las capturas. 3. Modelos de evaluación de stock para establecer el estatus de la pesquería de langosta (Proyecto FIPA 2021-15). <p>Durante la presentación, se generó un espacio de diálogo donde se realizaron consultas y observaciones, descritas a continuación:</p> <p>Manuel Chamorro destacó la importancia de los indicadores de rendimiento pesquero, tanto de langostas retenidas como no retenidas en los subsistemas RC-SC y AS. Señaló que en algunas ocasiones los bajos rendimientos no necesariamente indican una escasez de langostas, sino que podrían deberse otros factores, que impiden el ingreso de las langostas a las trampas, por ejemplo, menciona cuando se captura erizo no entran langostas a las trampas.</p> <p>Billy Ernst respondió que los indicadores presentados muestran una tendencia constante de disminución en los rendimientos de pesca en los subsistemas de RC-SC y AS durante varios años. Indicó que, aunque la capturabilidad de las trampas podría variar, la tendencia observada en los indicadores es clara. Las causas de esta tendencia aún no han sido determinadas, puede ser por factores naturales o la presión de pesca.</p> <p>Manuel Chamorro también mencionó que el monitoreo en las Islas Desventuradas no cubre toda la temporada, ya que generalmente se realiza durante tres meses. A pesar de que los resultados actuales indican que el recurso estaría en buen estado, es necesario considerar la falta de un monitoreo completo.</p> <p>Billy Ernst explicó que, debido a diversas razones, no ha sido posible monitorear toda la temporada en Islas Desventuradas. Entre los desafíos se encuentran la dificultad para encontrar monitores adecuados y en ocasiones el inicio desfasado de algunos proyectos tampoco juega a favor. Aun así, afirmó que se busca lograr la mejor cobertura posible en ID.</p> <p>Manuel Chamorro agregó que es crucial contar con el apoyo del equipo de monitoreo para disponer de materiales que permitan conservar muestras de especies, incluyendo aquellas con características específicas de interés para estudios más profundos. Resaltó el interés de varios</p>

pescadores en contribuir a la investigación de especies presentes en las islas, tanto marinas como aves.

Billy Ernst señaló que el proyecto de monitoreo biológico de las pesquerías podría apoyar con elementos para complementar el trabajo del monitoreo biológico de las pesquerías. Sin embargo, aclaró que el monitoreo de otras especies, como las aves, está fuera del alcance del proyecto.

Manuel Chamorro mencionó la aparición de langostas albinas y el hallazgo de muchas langostas muertas en la última temporada, sugiriendo la importancia de tomar muestras para investigar las causas.

Ambrosio Araya coincidió con Manuel, señalando que en ID se ha observado un problema con langostas muertas en las trampas, sin conocerse las causas. Recordó que situaciones similares se observaron en 1986 y que parecen repetirse cada 10 años.

Gonzalo Gómez consultó sobre la posibilidad de utilizar sensores oceanográficos para analizar la relación entre estos fenómenos y el ambiente. Billy Ernst mencionó que ya se cuenta con una boya oceanográfica en Robinson, aunque destacó que su instalación requiere condiciones específicas y que son costosas.

Guillermo González sugirió la implementación de termistores, como se hizo anteriormente en las trampas. En este sentido Billy Ernst indicó que los resultados que se obtengan del uso de termistores dependen de a que profundidad calen las trampas y por lo tanto no es tan práctico para obtener información de los cambios de las condiciones oceanográficas.

Billy Ernst también presentó información sobre la fauna acompañante en las trampas de langosta, subrayando el incremento de la presencia de erizo en los subsistemas RC-SC y AS desde el año 2017, especialmente en RC-SC. Indicó que los erizos capturados corresponden a *Centrostephanus sylviae*, aunque se proyecta realizar una identificación más precisa en colaboración con David Véliz, quien ha trabajado en estudios genéticos de esta especie y eventualmente podría identificarse que hay otras especies involucradas en las capturas.

Marcelo Mieres añadió que existen al menos dos especies más de erizos, como el erizo negro del continente, aunque aparecen en menor cantidad.

Billy Ernst indicó que, si bien se han identificado otras especies, el más abundante es el erizo *Centrostephanus sylviae* que de acuerdo a la información de la fauna acompañante se distribuye de manera abundante entre 0 y 100 metros de profundidad.

En este contexto, Manuel Chamorro plantea que en función de estos antecedentes la extracción mediante buceo solo cubriría una pequeña parte de la población. Si se considera avanzar hacia una actividad extractiva, sería necesario implementar sistemas que permitan la captura a mayores profundidades, como el uso de trampas que es característico de los pescadores de Juan Fernández.

Billy Ernst menciona que eso es efectivo y que si se quiere realizar una actividad extractiva sobre toda la población deben considerarse métodos que permitan extraerlo de mayores profundidades de lo que se cubriría mediante buceo.

Registros de la participación:





Lista de asistencia

FECHA: 25/08/2024

LUGAR: Auditorio CONAF. JUAN FERNÁNDEZ

EVENTO: 3° Sesión CH. AJF - 10.

LISTA DE AISTENCIA

Nombre	Organización / Institución	Celular / E-mail	Firma
BILLY ERNST	UDEEC	bievnst@edec.cl	<i>[Signature]</i>
MARCO PÉREZ	UNIDAD PESCA IMJF	PELCA@GMAIL.COM	<i>[Signature]</i>
Pablo Fajardo	Afoso local FNC	Pablofajardo@gmail.com	<i>[Signature]</i>
Tomás Saratschiff	Fondo Natura Chile	tsaratschiff@fondonatura.org	<i>[Signature]</i>
Ambrosio Arias	S. Peñalanda	0354154349	<i>[Signature]</i>
Francisco J. J. J.	Comuna de Puente Alto	903336438	<i>[Signature]</i>
Carlos Kirkwood J.	Sernapesca Valparaíso	975790690	<i>[Signature]</i>
Roberto Riquelme W.	Sernapesca Valparaíso	896605659	<i>[Signature]</i>
GONZALO GOMEZ	SERNAPESCA JF	953443131	<i>[Signature]</i>
Marcelo Niebla J.	ROBINSON SIA - CIABA	79523449	<i>[Signature]</i>
Pablo Montecinos	ALCALDE IMJF		<i>[Signature]</i>
Joaquín Retamal C.	I. A. Scharif	990764312	<i>[Signature]</i>
Gonzalo Fajardo B.	STIPA	90779909	<i>[Signature]</i>
David Chacón B.	STIPA	840794586	<i>[Signature]</i>
Marcos Troncoso V.	SSPA	autroncoso@serapesca.cl	<i>[Signature]</i>
Guillermo Henríquez	SSPA	gwhenriq@serapesca.cl	<i>[Signature]</i>
Fca. Contreras G.	Orsma FNC	fran.contreras@orsma.org	<i>[Signature]</i>
Francisco Rodríguez S.	STIPA	fran.rodri@serapesca.cl	<i>[Signature]</i>

8.4 ANEXO IV: Personal participante por actividad

8.4.1 Asignación de horas

Actividades		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Actividad 1	Coordinación administrativa y logística											
	1.1 Firma de Contrato y desarrollo de actividades administrativas	1							1			
	1.2 Reuniones de Coordinación de Inicio del Proyecto	3							3			
	1.3 Reunión Informativa para Sindicatos Artesanales de Juan Fernández	1								10		10
	1.4 Taller de difusión de resultados en la isla Robinson Crusoe	2								20		20
	1.5 Taller de difusión de resultados en Valparaíso	5							2			
Actividad 2	Recopilación de información											
	2.1 Solicitar información de captura por viaje de SERNAPESCA								2			
	2.2 Depurar y recodificar datos de captura por viaje de 2.1	10							30	40		40
	2.3 Solicitar información de proyectos FIPA anteriores								2			
	2.4 Depurar y recodificar datos de captura por viaje de 2.3	16							20			
	2.5 Depurar y consolidar bases de datos de Proyectos de Monitoreo 2006-2020	10							20	20		
	2.6 Depurar y consolidar bases de datos de Proyectos de Monitoreo Biológico 2011-2020	10							20	5		20
Actividad 3	Gestión y asesoría											
	3.1 Reunión de virtual de trabajo con SUBPESCA sobre resultados modelación	5							5			
	3.2 Coordinación y participación en reunión del comité de manejo.	5							5			
	3.3 Apoyo técnico a Subpesca en temas relacionados con la presentación de resultados hacia el comité de manejo	5							5			
Actividad 4	OBJETIVO 2											
	4.1 Construir series de captura y esfuerzo por subsistema en base a datos Sernapesca	10										
	4.2 Construir series de captura y esfuerzo por subsistema usando datos programa de monitoreo y muestreos biológicos	10										
	4.3 Consolidar información biológica histórica y presente Revisar información de macaje y recaptura para estimación de crecimiento								10			
	4.4 (frecuencia de muda e incremento) y mortalidad natural	20										
	4.5 Preparación de información estructurada por talla	10										
	4.6 Estandarización de la CPUE	20		15								100
Actividad 5	Desarrollo del modelo conceptual (Objetivo General)											
	5.1 Revisión de la Información Biológica existente	12	10						10	5		100
	5.2 Taller virtual para desarrollar el modelo conceptual de la biología de la langosta de Juan Fernández	10	1	10		1	1		10			
	5.3 Taller virtual para desarrollar el modelo conceptual de evaluación de stock de la pesquería de la langosta de Juan Fernández	10	1	10		1	1		10			
Actividad 6	OBJETIVO 1											
	6.1 Preparación de información para aplicación de FishPath								25			
	6.2 Aplicación de FishPath a los datos por subsistema								55			
	6.3 Aplicación de metodologías para pesquerías pobres en datos	100										200
	6.4 Generar una matriz de métodos disponible para la evaluación de stock Preparación de información para aplicación del modelo Catdyn (depleción) en cada	5							20			
	6.5 subsistema	50		150								50
	6.6 Aplicación del modelo Catdyn (depleción) en cada subsistema Preparación de información para aplicación del modelo Stock Synthesis en cada			250								200
	6.7 subsistema					5						
	6.8 Aplicación del modelo Stock Synthesis en cada subsistema Preparación de información para modelo Talla estructurado en cada subsistema											
	6.9 según aplique	90										
	6.10 Aplicación del modelo Talla estructurado en cada subsistema según aplique	250										
Actividad 7	OBJETIVO 3											
	7.1 Cálculo de Puntos de referencia en base a los modelos utilizados	30		20								80
	7.2 Taller de resultados modelación, puntos de referencia y determinación de estandares	10	2	2		3	2	10	20			2
	INFORMES											
	Informe de Avance	100		50				20	60	10	100	150
	Pre Informe Final	100	10	50				10	60	10		150
	Informe Final	10		5					30	5		5
	Total Horas	920	24	562	5	5	4	150	320	120	200	1027

1. B. Ernst/ 2. C. Parada/ 3. R. Roa / 4. J. Valero /

5. S. de Lestang / 6. J. Porobic / 7. A. Aguilar/ 8. J. Pino / 9. J. Chamorro / 10. L. Espinoza / 11. B Tapia

8.4.2 PRESENTACIÓN DE AUTORES POR FUNCIÓN EN EL PROYECTO

Profesionales		
Nombre	Título Académico	Descripción
Billy Ernst	PhD. in Fisheries	Jefe de Proyecto, Modelación talla estructurada, datos, estandarización, talleres, informes.
Braulio Tapia Álvarez	MSc. en pesquerías	Modelos para pesquerías pobres en datos, estandarización, talleres, informes.
Ruben Roa	PhD en Estadística	Modelos de depleción, modelos de producción excedente, datos, puntos de referencia, talleres, informes.
Luciano Espinoza	MSc. en pesquerías	Revisión bibliográfica, análisis de datos, informes
Angelo Aguilar	MSc. en pesquerías	Implementación de FishPath para todos los subsistemas.
Carolina Parada	PhD en Oceanografía	Revisión y discusión del modelo conceptual de estructuración poblacional de la langosta.
Josefa Pino Aguilera	MSc. (c) en pesquerías	Análisis de datos, gestión de proyecto, talleres, informes
Julio Chamorro Solis	PhD. (c) en gestión de empresas	Talleres locales, depuración de información.
Juan Valero	PhD in Fisheries	Colaborador: Discusión sobre la Implementación del modelo en stock síntesis. Finalmente se desiste en el uso de este modelo.
Simon de Lestang	PhD en Pesquerías	Participación en el taller

8.5 ANEXO V: Taller de evaluación y discusión de resultados

TALLER DEL PROYECTO FIPA 2021-15

Con fecha 30 de diciembre de 2024 se desarrolló el taller de evaluación y discusión de resultados del proyecto FIPA 2021-15. Se planificó y realizó de forma Online a través de la plataforma TEAMS. El taller fue organizado en breves presentaciones entorno a cada uno de los tópicos principales del proyecto, cerrando posteriormente con una discusión entre los participantes sobre la información expuesta, brechas de conocimiento y enfoques adoptados. Fueron invitados al taller la sectorialista de crustáceos Guisella Muñoz y el investigador Dr. Javier Porobic, quienes no pudieron estar presentes.

Idioma: El taller se desarrolló en inglés, debido a la participación de un investigador extranjero.

Duración: 5 horas

Participantes: Investigadores del proyecto e investigador con experiencia en el estudio del recurso langosta y su modelación (Dr. Simon Delestang). Fueron invitados a participar también Guisella Muñoz y Marcos Troncoso, de la Subsecretaría de Pesca.

Desarrollo del taller

Se da inicio al taller de acuerdo con los contenidos planificados para dar a conocer y discutir los resultados del proyecto FIPA 2021-15. Los comentarios y discusión en torno a cada tema se fueron realizando integrados a la exposición propuesta en la agenda de contenido del taller.

Contenidos

1 Modelo Conceptual de Estructuración Poblacional

- Distribución geográfica de la langosta en los archipiélagos Juan Fernández e Islas Desventuradas. (Dr. Billy Ernst)
- Modelo Conceptual de la estructuración poblacional de la langosta de Juan Fernández (Dra. Carolina Parada)

Sobre el modelo conceptual basado en la evidencia presentada por la Dra. Parada, donde se plantea que desde un punto de vista poblacional estos 3 subsistemas (AS, RCSC e ID) deben ser estudiados y manejados como 3 unidades independientes de pesquería. Sobre este punto y en torno también a la colección de datos por subsistema, el Dr. DeLestang indica que es muy similar a la pesquería de langosta de Nueva Zelanda, donde la genética señala que es la misma especie que en la costa de Tasmania, encontrándose conectadas por las larvas, pero que especialmente en los últimos 10-15 años se han observado patrones de comportamiento muy diferentes en las poblaciones a medida que el cambio climático comienza a afectar el grupo de islas, por lo que el muestreo en un solo lugar implica perder patrones que ocurren en otras islas. Plantea que, en el caso de poder costearlo, se recoja la mayor cantidad de datos de todos los subsistemas posibles.

El Dr. Roa indica consideraciones respecto a la separación por subsistema en el ejercicio de modelación, para comparar los resultados de la evaluación considerando los tres subsistemas por separado y agrupándolos, ya que contar con más datos generalmente se obtiene mejor resolución

estadística. El plantea además que sería bueno contar con un ajuste de modelos que agrupara a las islas del archipiélago Juan Fernández (RC-SC y AS), en lugar de separarlas, salvo que sea estrictamente necesario. Realizar este ejercicio y comparar con la evaluación por separado de cada subsistema, manteniendo la recopilación de datos por subsistema.

La Dra. Parada comenta que hay un aspecto oceanográfico importante a considerar. La región del Biobío, frente a Pta Lavapié es un área de gran producción de eddies que se propagan hacia el Norte-oeste. El principal sistema al que los eddies arriban es RCSC, donde llevan una gran cantidad de agua de fondo de baja temperatura, bajo oxígeno y altos niveles de salinidad. Estos procesos pueden alterar varias características biogeoquímicas del lugar, potencialmente generando eventos de hipoxia, o contribuyendo a ello. Estos eddies propagados al oeste raramente llegan a AS, entonces desde el punto de vista geoquímico las condiciones son muy diferentes y en el caso del norte (islas Desventuradas), estas están muy conectadas con zonas de mínima oxígeno y altas temperaturas, que podrían afectar negativamente larvas y/o organismos bentónicos. Ella hace hincapié que las características biogeoquímicas muy diferentes entre los subsistemas. Incluso al considerar las proyecciones globales de cambio climático y los efectos de la desoxigenación del océano. Sostiene que probablemente es bueno mantener por separado a los subsistemas

- Información Biológica disponible para el recurso langosta de Juan Fernández (Dr. Billy Ernst)

El Dr. DeLestang hace referencia al paper Roman et al (2019) y pregunta sobre el efecto de la flota en la observación del movimiento y dinámica de las langostas costa adentro y afuera. El Dr. Ernst explica la dinámica pesquera en AS, el movimiento de las embarcaciones costa afuera y adentro y las diferencias del movimiento de los pescadores entre el norte y sur de la isla Alejandro Selkirk, con los efectos sobre el seguimiento del movimiento de las langostas a través del estudio de marcaje y recaptura, además de las limitaciones del levantamiento de información.

Sobre la mortalidad natural, el Dr. DeLestang pregunta si no era posible estimar la mortalidad natural desde el estudio de marcaje, a través de un modelo de Brownie. Billy indica que no se contó con un periodo muy largo de recaptura (octubre de 2008 a diciembre de 2009) y pese a los intentos y uso de aproximaciones como Brownie y Cormack-Jolly-Seaber, no se obtuvieron resultados conclusivos. Se mencionan otros estudios que tienen periodos de recapturas más largos, proyectos de 3-4 años. El Dr. DeLestang afirma que un mayor periodo definitivamente ayudaría, resaltando los resultados de un estudio que realizaron por 2 a 3 años. Además, menciona un ejemplo donde se obtuvo la mortalidad natural en menos tiempo, pero contaban con la ventaja de realizarlo en un área cerrada sin pesca comercial, por lo que se obtuvieron grandes cantidades de recapturas cada mes al volver. El Dr. Ernst comenta algunas limitaciones del muestreo realizado, como que no se **marcaron individuos de “tamaño legal” debido al costo económico** que significaba pagar por cada langosta para que no fuera removida como captura de los pescadores. El Dr. DeLestang comenta que en modelos más complejos es valioso contar con una buena estimación del parámetro de mortalidad natural, así que debiera orientarse esfuerzo a estimar M.

Por otra parte, el Dr. DeLestang agrega que la recopilación de datos basándose en las setas para estimar la madurez sexual es importante. El tamaño y la condición de madurez son variables

biológicas fácilmente medibles y se relacionan directamente con las tasas de crecimiento. Menciona el caso de Australia donde se han encontrado grandes cambios en tamaño y madurez registrados en los últimos 30 años, correlacionados muy bien con los cambios de temperatura del agua en el mismo periodo y cambios en la densidad. Entonces, cuando obtenemos mayores densidades de langostas, tenemos un crecimiento atrofiado y un aumento del tamaño de madurez. Es un indicador realmente bueno para medir el cambio general en las tasas de crecimiento y la productividad de casi todas las poblaciones, quizás infrautilizado por mucha gente, porque debería ser bastante fácil recopilar esos datos. Pregunta por la revisión del protocolo de madurez sexual basado en la presencia de setas y el Dr. Ernst indica que está en revisión dado que presentó algunas inconsistencias el último tiempo en relación a hembras de gran tamaño que se esperaba tuvieran setas y que podría estar relacionado con un error de observación durante los muestreos de los investigadores. Lo que se está intentando esta temporada es inspeccionar en condiciones de **“laboratorio” (en tierra) para langostas de mayor tamaño y ver si podemos obtener, al menos para el nivel de captura retenida, lecturas y tamaños consistentes de setas bien formadas en los pleópodos.** Se comenta sobre un estudio realizado en Tasmania para *Jasus edwardsii* donde utilizaron el tamaño de las setas para medir madurez sexual.

El Dr. DeLestang comenta que se encontró que si una langosta hembra pierde una o dos patas, en la siguiente muda pondrá toda su energía en regenerarlas y no producirá una seta vigorosa. Entonces, no se obtiene un 100% de animales más grandes con setas bien definidas. Cualquier daño o impacto cambiará su ciclo de muda y volverán a crecer los apéndices. Por otra parte, agrega que en Tasmania les piden a todos los pescadores pescar con dos trampas extras. Estas no tienen huecos de escape y tienen varillas que están bastante cerradas. Estas trampas retienen todo, hasta langostas bastante pequeñas, y el pescador mide y registra todos los animales que hay en esas 2 trampas, cada vez que pescan con ellas. Esto se ha convertido en una increíble y valiosa fuente de datos y es lo que usan como su índice de reclutamiento, ya que capturan langostas bastante pequeñas. Extrapolando a Juan Fernández, sería una buena forma para ampliar la recolección de datos hacia la izquierda de las tallas y también, si alguno de los pescadores estuviese dispuesto y se pudiera confiar en que registrarán datos confiables (incluyendo setas de hembras y su tamaño). El Dr. Ernst indica que al no usar anillos de escape e las trampas, el muestreo de la pesquería ya genera una gran cantidad de datos de langostas pequeñas. Se descarta el buceo porque es más caro y difícil, y no es una forma legal de captura en la flota.

Respecto de otros parámetros biológicos, el Dr. Roa considera que los resultados de los modelos de depleción de este proyecto aportan una sólida estimación de mortalidad natural (0.05 a 0.2).

En relación con el modelo de crecimiento de langosta, el Dr. DeLestang también comenta que el hecho de que las langostas necesiten mudar cada año para reemplazar los caparazones dañados, para que vuelvan a crecer sus setas y portar los huevos, significa que hay un continuo crecimiento anual a lo largo de la vida, ya sea pequeño en hembras o mucho mayor en machos. Así que cualquier enfoque que muestre un tipo asintótico de crecimiento, como un modelo de von Bertalanffy, siempre estará mal, ya que se produce una verdadera inflexión del crecimiento en torno al tamaño de la madurez, donde ponen toda su energía hasta la madurez y luego de esta entran en una fase muy distinta. El tipo de modelo de crecimiento que han estado usando se asemeja a una

función logística inversa. De esta forma se podría señalar que el patrón presentado la langosta de Juan Fernández es una logística inversa, que se deriva de un trabajo de Malcolm Haddon sobre abalones y otras especies. El Dr. DeLestang indica que en el modelado que han estado haciendo recientemente con muchos de sus crustáceos, permiten una relación de crecimiento logístico inversa diferente en los diferentes pasos de tiempo de un año y es bastante diferente entre los dos períodos. Así, por ejemplo, en el período A se tienen langostas pequeñas y grandes todas mudando en ese paso de tiempo, obteniéndose una relación bastante diferente. Luego en el período B en realidad solo las langostas pequeñas están mudando, similar a lo que mostró el Dr. Ernst en el gráfico de crecimiento. En este caso, la curva logística baja a cero muy pronto y no proporciona crecimiento para los animales más grandes. Lo que han comenzado a hacer es que al combinar estos diferentes crecimientos logísticos en diferentes pasos de tiempo se puede obtener una representación adecuada del crecimiento en la población. El Dr. DeLestang comentó además, que esta incorporación marcó una gran diferencia. Al incluir esa dinámica de crecimiento en modelos integrados, se pudo replicar la estructura de tamaño de mejor forma.

- Organización de la actividad pesquera en los distintos subsistemas (Dr. Billy Ernst)

El Dr. Ernst presenta características históricas y actuales de la actividad pesquera en AJF e ID, describiendo a la flota, mercado principal, aparejos de pesca, viaje de pesca, carnadas utilizadas, organización y tipos de controles/regulaciones. El Dr. DeLestang pregunta para confirmar, si dadas las características de la pesquería de langosta, no ha habido un incremento importante en la eficiencia de pesca. El Dr. Ernst comenta que existen 2 cambios relevantes en la pesquería en los últimos 45 años, en la característica de la trampa (pasando en 1982 de una trampa con embudos dispuestos en forma de I a una en forma de L) y la incorporación de winche para levantar las trampas. El primer cambio habría introducido un aumento de la capturabilidad de langostas y el segundo un aumento en el número de trampas levantadas por viaje. El Dr. DeLestang hace mención al análisis de depleción realizado por el Dr. Roa y lo considera como la mejor manera de entender la eficiencia de pesca y es de su interés observar si el modelo de depleción encuentra un cambio progresivo en la tasa de agotamiento.

II Data histórica y disponible en los programas de monitoreo

En esta sección el Dr. Ernst expuso sobre los siguientes temas:

- Información de Desembarque histórico y actual
- Programa de Bitácoras de Pesca
- Programa con Observadores a bordo

En relación con la discusión sobre la Información disponible para los distintos subsistemas y planteamiento de mejoras el Dr. DeLestang consulta por las estimaciones de mortalidad de langostas retenidas en los viveros. El Dr. Ernst comenta que no es información con la que cuente, pero sugiere es debe ser baja, pues no ha surgido como motivo de preocupación en las reuniones con los pescadores. El Dr. DeLestang marca un punto de importancia en torno a este tema, indicando que en sus pesquerías puede ser bastante significativa. Por lo que las mortalidades reales que se tratan de modelar no se reflejan en los desembarques porque son langostas que nunca se

reportan y se tiran. Comenta que le parece preocupante que el gobierno haya cambiado el sistema de información, con capturas reportadas por viaje en el pasado y ahora con DA que acumulan capturas en períodos de 10-15 días, generando además cambios drásticos en el esfuerzo, dando lugar a un gran aumento de la tasa de captura. Debe revisarse y mejorarse eso.

Los comentarios advierten sobre el problema de la agregación de la información de los viajes de pesca de los últimos años, lo que implicaría una subdeclaración del esfuerzo. El Dr. DeLestang indica que personalmente considera que la consistencia de los datos es muy valiosa y que, si se les permite a los pescadores reportar datos agregados sobre múltiples viajes de pesca, al menos necesitan reportar cuántos viajes de pesca se realizaron. Pero sería preferible volver a la antigua metodología de reporte por viaje. El Dr. Roa menciona en cambio que el ajuste del modelo de depleción no muestra (más que algunos valores atípicos) un subreporte del esfuerzo.

Sobre el programa de bitácoras completada por los pescadores, el Dr. DeLestang comenta que lo más difícil con los pescadores es conseguir que hagan algo voluntariamente y mantenerlos motivados para que sigan haciéndolo año tras año. Menciona que una forma que les ha resultado a ellos **muy útil es que han desarrollado un montón de informes “automáticos”, que producen un PDF**, el cual describe sus datos y los compara con los de otros pescadores y con los de otros años. Señala que es muy fácil producirlos y se envían directamente a los pescadores. Cuanta más interacción exista, más contentos estarán de seguir con este levantamiento de datos. Algunos de ellos realmente disfrutan ver cómo se están desempeñando, lo que ha estado pasando y esperan recibir sus informes. El sugiere como una idea, darles resúmenes de acceso rápido y está seguro de que se encontrará que habrá más pescadores que estarán dispuestos a mantener el programa de bitácoras.

En relación a los indicadores de langostas retenidas y no retenidas del programa de bitácoras, el Dr. DeLestang se detiene en los cambios en las tasas de capturas no retenidas y los picos de captura retenida y no retenida. El Dr. Ernst comenta que las tendencias a largo plazo se mantienen bien, pero los picos de un año a otro pueden interpretarse como cambios en la capturabilidad o en las preferencias. Agrega que, al dividir la información de la misma serie de tiempo, en términos de áreas estadísticas, se tiende a ver las mismas señales en todas las áreas. De esa forma una anomalía, se expresa en toda la plataforma insular.

En relación a los datos obtenidos del muestreo con investigadores a bordo de las embarcaciones, el Dr. DeLestang comenta que se cuenta con una gran cantidad de información de la composición por tallas que aporta a decir mucho sobre el nivel de explotación, la mortalidad por pesca y alimentar modelos. Comentan sobre los cambios mensuales en la composición de tallas, el ingreso de individuos de mayor tamaño después del periodo de muda y las posibles implicancias para el crecimiento según la temperatura del agua durante la muda.

El Dr. DeLestang comenta sobre la gran cantidad de información que se ha recolectado, lo valioso de los datos y la importancia de mantener el programa de levantamiento de información biológica ya que está aportando gran cantidad y valiosa información, incluso sobre tópicos que están siendo considerados por certificaciones como MSC, para ventas en el mercado de EEUU, como

interacciones con especies amenazadas o protegidas. El Dr. Roa señala que es un gran y extenso programa de recolección de datos.

II Evaluación de Stock y determinación de puntos biológicos de referencia

- Uso de modelos de depleción y de excedentes de producción para determinar el status de la langosta de Juan Fernández (Dr. Ruben Roa)

Respecto a los resultados del modelo de depleción en Desventuradas, el Dr. Ernst hace la salvedad de considerar que este subsistema tuvo temporadas donde no se realizaron actividades pesqueras por lo que la biomasa inicial del stock no debería ser tan baja como la estimada por el modelo. El Dr. Roa indica que la serie de tiempo de datos en Desventuradas es bastante acotada y que el modelo es muy sensible a las condiciones iniciales del modelo (biomasa del primer año = 2011). Para este subsistema los resultados del análisis de depleción son buenos, pero los del ajuste con el modelo de producción no son igualmente satisfactorios. Debido a lo corto de la serie, recomienda considerar principalmente los resultados del modelo de depleción.

El Dr. DeLestang agrega que este análisis solo se realiza a individuos de talla superior a 115 milímetros, sin embargo la talla de madurez es cercana a 70 mm. Por ello no consideraría que la población está sobreexplotada en su definición pura, cuando todavía hay una producción suficiente de huevos (dado el tamaño de madurez sexual) que aporta al reclutamiento cuando la reproducción se produce normalmente todos los años y es solo el medio ambiente el que afectaría lo que pasa el año siguiente. Considera difícil hablar de sobrepesca y sobreexplotación en este caso, cuando la captura observada es sobre individuos de mayor tamaño.

El Dr. Ernst menciona que se hace necesario invertir esfuerzo en actualizar los indicadores de madurez. El Dr. DeLestang indica que los valores de madurez para la langosta de Tasmania son similares a los mencionados para *Jasus frontalis*. Indica que el tamaño de madurez sexual puede variar bastante sobre todo con diferencias en la temperatura del agua. El Dr. Roa sugiere considerar un modelo alternativo para la función de madurez, el modelo de Richards (función logística generalizada) que resultó mejor para la centolla del sur de Chile.

- Uso de modelos de pesquerías pobres en datos para la pesquería de la langosta de Juan Fernández (Dr. Billy Ernst)

Se presentaron resultados de los modelos para pesquerías pobres en datos, en específico para el modelo JABBA. El Dr. Roa indica que los resultados (diagnóstico de la pesquería) son bastante coincidentes con los obtenidos utilizando el modelo de depleción combinado con el modelo de producción para los subsistemas RCSC y AS. Para el subsistema ID se presentan mayores diferencias, mostrando un escenario sin sobreexplotación, pero con una condición sobreexplotada. Se atribuyen las diferencias al uso de un par de años adicionales de datos para el modelo de JABBA, periodo en el cual se aprecia una recuperación de los indicadores, bajo un nivel menor de esfuerzo. El Dr. Roa resalta que en cualquiera de los escenarios de modelo de producción utilizado (Fox o Schaeffer), en el diagrama de fase se observan grandes cambios en el esfuerzo en la serie de

tiempo, pero que el stock requiere un largo período de tiempo para recuperarse y alcanzar mayores niveles de biomasa.

El Dr. Roa recomienda para el futuro utilizar alternativamente la información de la captura total y no únicamente la de la captura retenida para analizar y estudiar con JABBA las diferencias que se generan en el diagrama de Kobe. EL Dr. DeLestang indica que se obtendría de esa forma una película bien distinta en este estudio. Probablemente al incorporar un modelo con estructura (edad o talla) del tipo SS3, donde la biomasa de referencia no fuera la biomasa vulnerable, sino más bien la biomasa desovante, se obtendría un resultado más optimista, dado que esta variable incorporaría todos aquellos ejemplares que se encuentran entre la talla media de madurez sexual de las hembras y la talla comercial (115 mm). Esto permitiría adoptar una métrica más estándar utilizada a nivel mundial, es decir la biomasa desovante.

- Uso de un modelo estadístico y dinámico talla estructurado para hacer una evaluación de stock de la langosta de Juan Fernández (Dr. Billy Ernst)

El Dr. DeLestang pregunta si están consideradas las hembras ovígeras en la selectividad de la flota. El Dr. Ernst indica que en no fueron consideradas como una categoría diferente durante el ajuste. Frente a ello, la selectividad a la talla debería considerar que, sobre la talla de 115 mm, hay hembras que portan huevos que no son parte de la captura retenida (~60% en algunos meses). Sugiere dividir el modelo en pasos de tiempo, para considerar a las hembras con huevo, aunque lo haría más complicado, o bien tomar todo el periodo, pero considerar una selectividad de por ejemplo 80% (con un cálculo más preciso) debido a que las hembras sobre 115 mm que tienen huevos no son retenidas. Esto haría que la biomasa desovante modelada fue más realista y una diferencia en la protección del potencial reproductivo de la población.

El Dr. DeLestang resalta lo valioso de haber realizado un análisis de modelos de distinta complejidad y volúmenes de datos. Ver si hay coincidencia entre ellos y tener claro el por qué no hay coincidencia en otros puntos. El Dr. Ernst indica que para el caso del modelo talla estructurado se utilizó una serie de tiempo mucho más extensa, considerándose datos históricos únicamente disponibles para RCSC, con la finalidad de estudiar un periodo más extenso y poder inicializar el modelo en condiciones sin previa explotación. Señala además que el modelo se podría inicializar en el año 2006 y probablemente existiría suficiente información en ambos subsistemas del archipiélago Juan Fernández. Los investigadores coinciden en la importancia de tener una serie más extensa, que permita no depender tanto de la condición inicial. Los Dr. Roa y DeLestang sugieren en el futuro explorar escenarios con el modelo JABBA y de producción-depleción donde se inicialicen en condiciones similares a las de este modelo y se analicen los resultados.

El Dr. DeLestang menciona que el modelo se ajusta bastante bien a los datos de talla. El recomienda como parte del análisis de sensibilidad del modelo, considerar escenarios alternativos para el crecimiento, tamaños efectivos de muestra y cv de los índices y ver que impactos tiene eso sobre los resultados.

- Discusión sobre las distintas aproximaciones y conveniencia de su uso en los distintos subsistemas.

Como parte de este taller se generan una serie de observaciones y recomendaciones, siendo las principales las siguientes:

Se recomienda seguir levantando información en cada uno de los 3 subsistemas, dado que existe información ecológica y/o pesquera que respalda esta partición y se requieren datos actualizados para cada una de estas unidades de pesquería.

Se considera que los tamaños de muestra obtenidos en el programa de bitácoras y biológico son buenos y se recomienda mantenerlos activos. Se recomienda aumentar el feedback de información hacia los pescadores, para incentivar la participación en estos programas.

Se recomienda que el levantamiento de información y de captura de SERNAPESCA mantenga la resolución por viaje, dado que de otra forma se estará subestimando el esfuerzo de pesca (importante).

Se recomienda seguir explorando modelos de distinto nivel de complejidad para analizar sus coincidencia y diferencias.

Se recomienda considerar en el futuro una serie de escenarios para evaluar la sensibilidad de los modelos a varios supuestos y ver el grado de robustez de los resultados.

Se recomienda analizar la conveniencia de usar la métrica que representa el estado del recurso en este análisis (biomasa desovante de las hembras vs biomasa vulnerable), dado que existe una gran diferencia entre la talla de primera madurez de las hembras y la talla de retención.

Se recomienda investigar la metodología utilizada para la determinación de la condición de madurez de las hembras a través de las setas ovígeras. Debiera ser una metodología sólida, dado que funciona bien para especies congénicas (*J. edwardsii*). Se recomienda explorar el uso de modelos generalizados (Richards).

Se recomienda realizar los datos de marcaje y recaptura para estimar crecimiento somático y mortalidad natural. Se recomienda considerar las estimaciones de mortalidad natural estimadas con el modelo de depleción.

Agradecimientos a los participantes y cierre del taller

Registros del Taller:

Universidad de Concepción

Juan Fernandez Lobster Fishery mini workshop

Billy Ernst Elizalde

Billy Ernst Elizalde

Simon Delestang

Carolina Eugenia Parada V...

Ruben

JA
Josefa Nata...

Synthesis

- Climatological connectivity:
 - Unidirectionality between JF and AD (to the North)
 - Bidirectionality between RC and SK (but weak towards the E)
- Interannual variability that allows connection between AD and JF (to the South)
- *J. frontalis* shows genetic differentiation associated with island systems
- Mechanisms of vertical migration + anticyclonic circulation/retention could favor genetic differentiation

Carolina Eugenia Parada Veltz

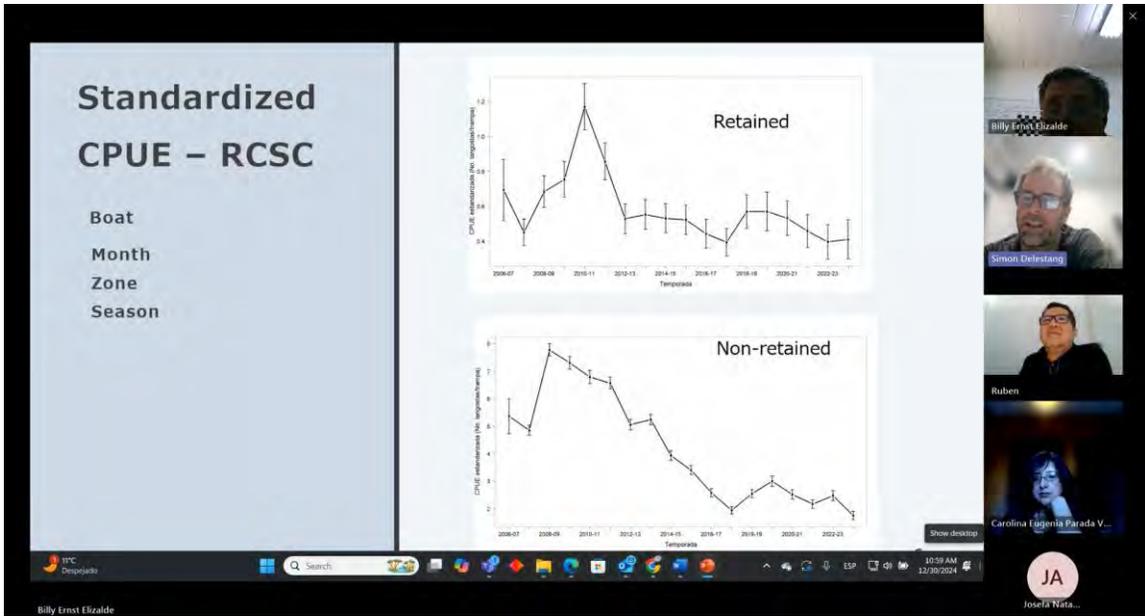
Billy Ernst Elizalde

Simon Delestang

Carolina Eugenia Parada V...

Ruben

JA
Josefa Nata...



Evaluación de stocks de la langosta de Juan Fernández con datos de captura, esfuerzo de pesca, y pesos medios semanales en tres sub-sistemas: Robinson Crusoe, Alejandro Selkirk, e Islas Desventuradas

December 30, 2024

Ruben H. Roa-Ureta, Consultor Independiente
En colaboración con la Universidad de Concepción, Proyecto FIPA 2021-15

Evaluación de stocks - Fase 2

Los modelos de depleción intra-anales entregan, entre otros resultados, la biomasa al inicio de cada temporada en cada sub-sistema y el error estándar de estimación de cada biomasa anual. Estas biomásas anuales, más los desembarques totales anuales, son entregados como observaciones para ajustar modelos de producción excedente generalizados (Pella-Tomlinson), en un esquema de inferencia jerárquico basado en máxima verosimilitud, con código escrito en ADMB.

Debido a la larga historia de explotación, al ajustar los modelos de producción excedente se han entregado valores iniciales de grado de depleción de entre 60 y 90% en Robinson Crusoe y Alejandro K y de entre 40 y 80% en I. Desventuradas.

Ecological Modelling

Modeling long-term fisheries data to resolve the attraction versus production dilemma of artificial reefs

Ruben H. Riva-Gonzalez, Miguel N. Jimenez, Francisco Lantieri

Production Excess Models

Due to the long history of exploitation, when adjusting the production excess models, initial values of degree of depletion of between 60 and 90% in Robinson Crusoe and Alejandro K and between 40 and 80% in I. Desventuradas.

193.14%

11:31 AM 12/30/2024

Participants: Billy Ernst Elizalde, Simon Delestang, Ruben, Josefa N..., Carolina...

Model parameters

Model Parameters	# Parameters	Estimated by model	Value
Growth			
Incremento medio a la talla	8	No	
variabilidad en el incremento	1	No	
Natural mortality	1	No - sensitivity	0.05-0.1
Recruitment			
R ₀	1	Si	0.7
z	1	Si	
Residuals	121		
Selectivity - retention			
L ₅₀	1	No	114
L ₉₅	1	No	114.5
Trap Selectivity			
L _{full}	1	Si	
Var L	1	Si	
Instantaneous Fishing mortality (F)	121	Si	
Catchability (q)			
CPUE histórica	1	Si	
CPUE retención	1	Si	
CPUE no retención	1	Si	
Maturity ogive			
L ₅₀	1	No	72.2
L ₉₅	1	No	90.6
Sex specific weight-at-length			
a	2	No	
b	2	No	

7

Model Parameters

Parameters

Estimated by model

Value

Growth

Incremento medio a la talla

variabilidad en el incremento

Natural mortality

Recruitment

R₀

z

Residuals

Selectivity - retention

L₅₀

L₉₅

Trap Selectivity

L_{full}

Var L

Instantaneous Fishing mortality (F)

Catchability (q)

CPUE histórica

CPUE retención

CPUE no retención

Maturity ogive

L₅₀

L₉₅

Sex specific weight-at-length

a

b

Participants: Billy Ernst Elizalde, Simon Delestang, Ruben, Carolina Eugenia Parada V..., Josefa Nata...



8.6 ANEXO VI: Resultados del ajuste de modelos de depleción y producción por temporada y subsistema insular

8.6.1 Resultados subsistema RC-SC

Fleet = nasas, Perturbations = 2, Distribution = Apnormal, Numerical algorithm = spg

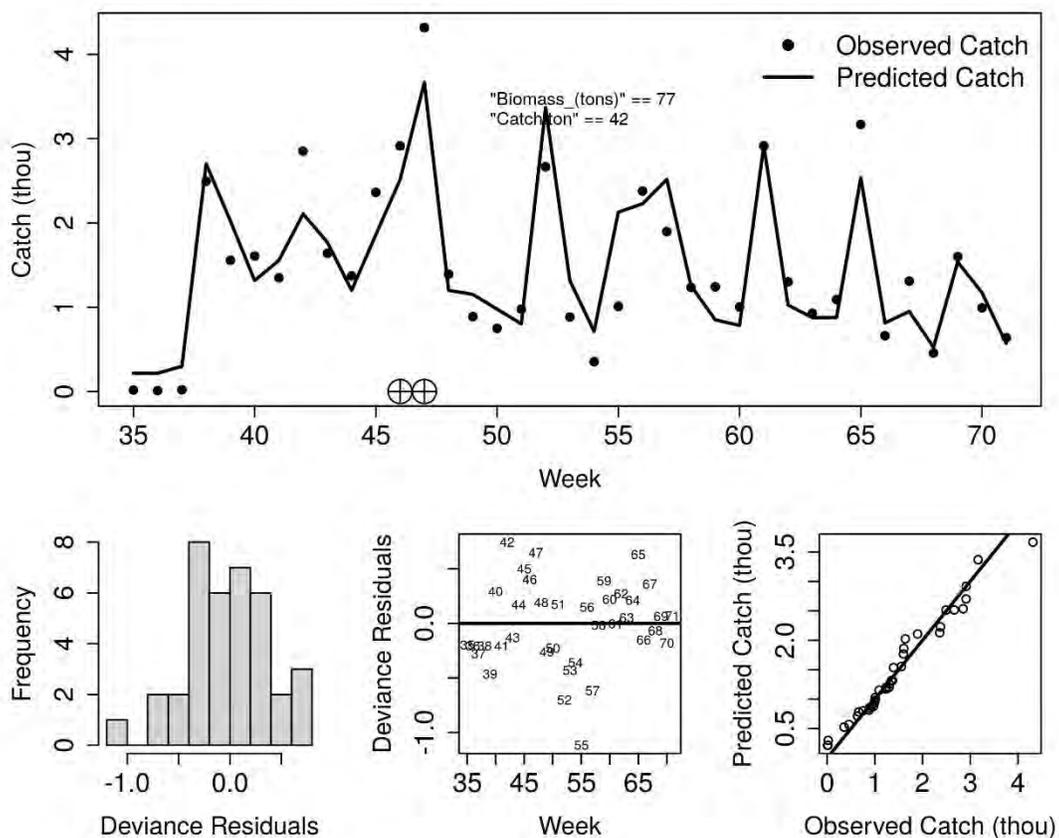


Figura 1 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe – Santa Clara en la temporada 2003-2004. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 2, Distribution = Apnormal, Numerical algorithm = spg

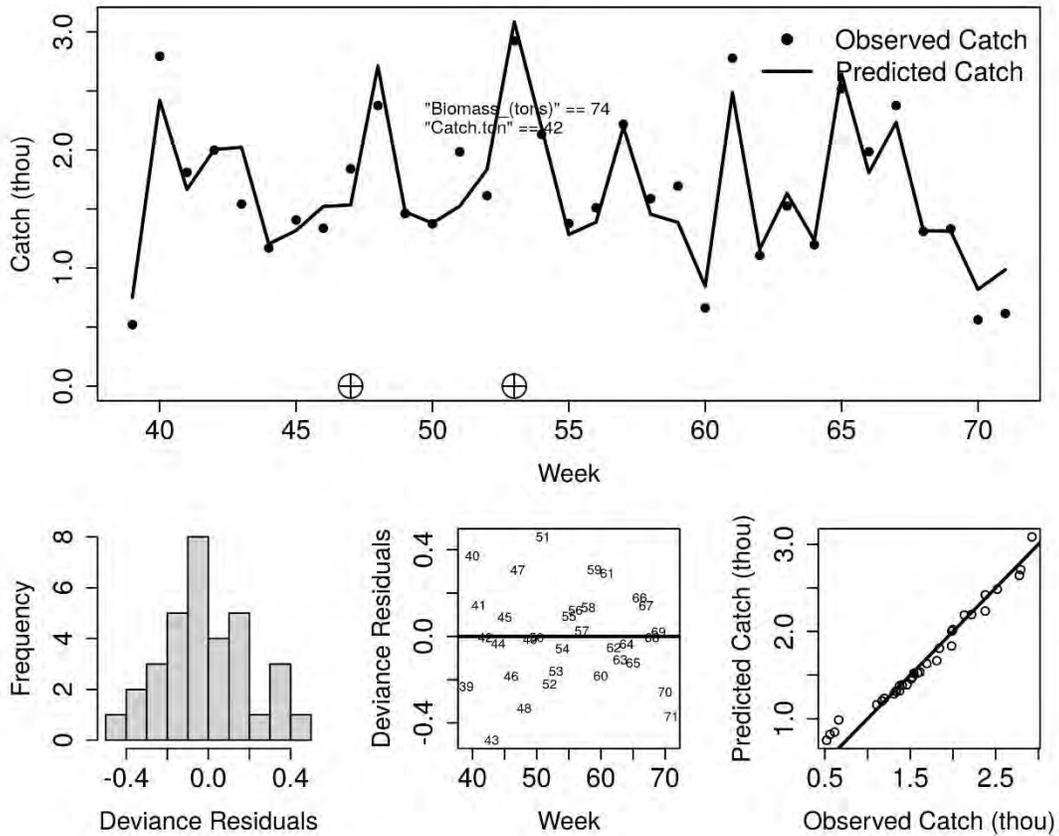


Figura 2 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe – Santa Clara en la temporada 2004-2005. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 1, Distribution = Apnormal, Numerical algorithm = spg

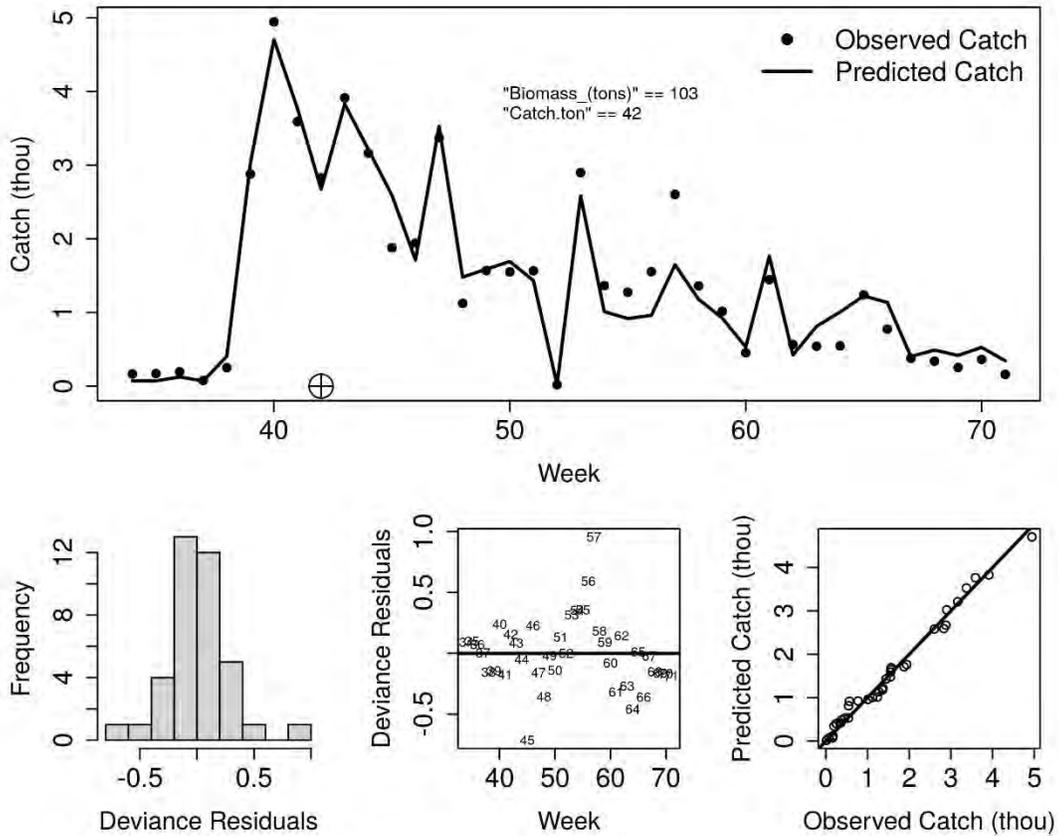


Figura 3 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe – Santa Clara en la temporada 2005-2006. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 2, Distribution = Apnormal, Numerical algorithm = CG

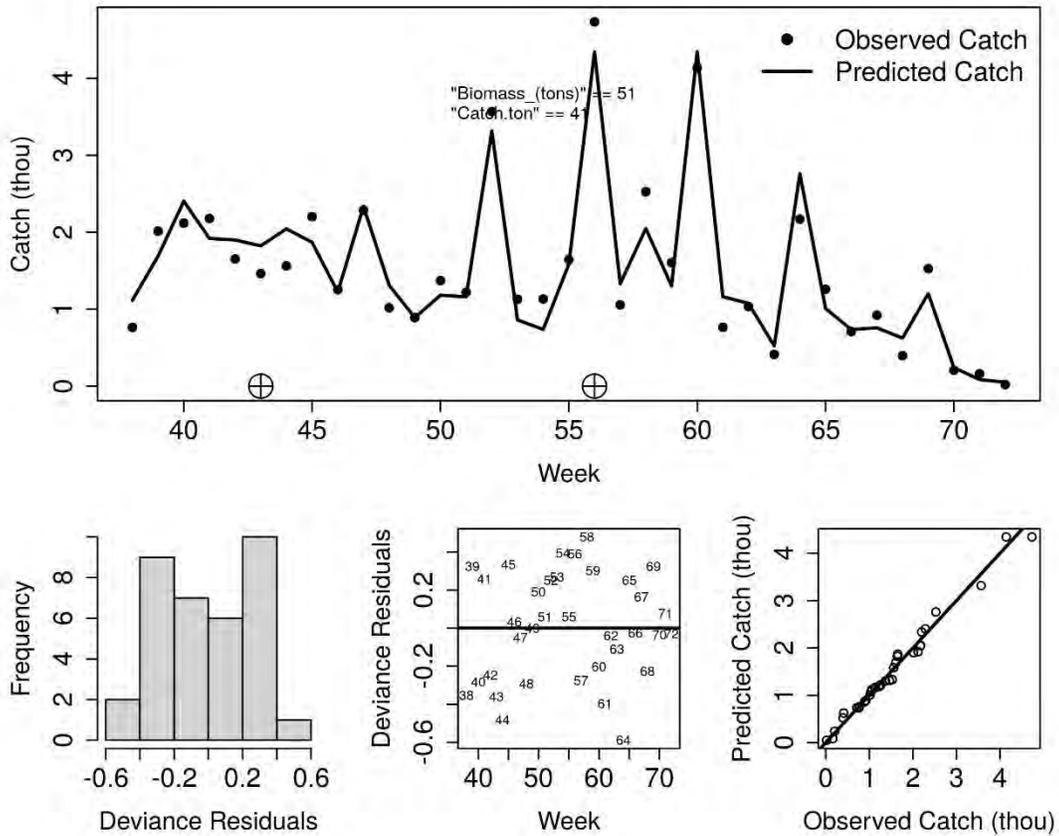


Figura 4 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe – Santa Clara en la temporada 2006-2007. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 3, Distribution = Apnormal, Numerical algorithm = spg

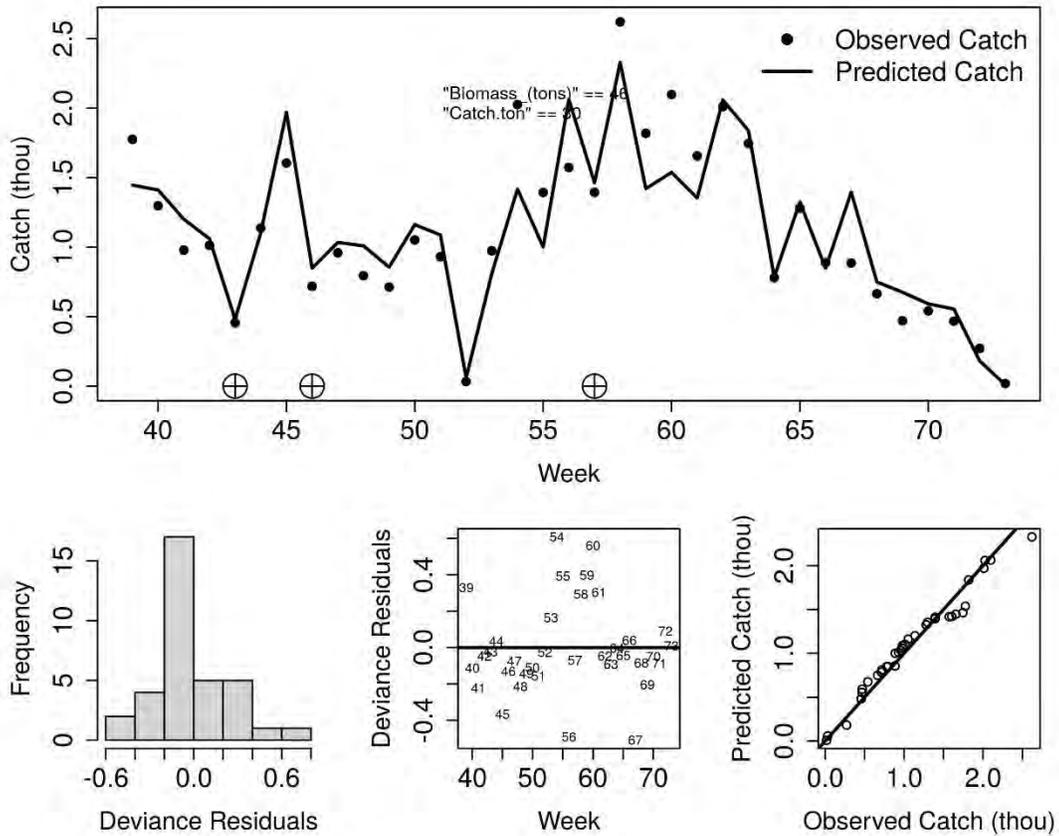


Figura 5 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe – Santa Clara en la temporada 2007-2008. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 4, Distribution = Normal, Numerical algorithm = spg

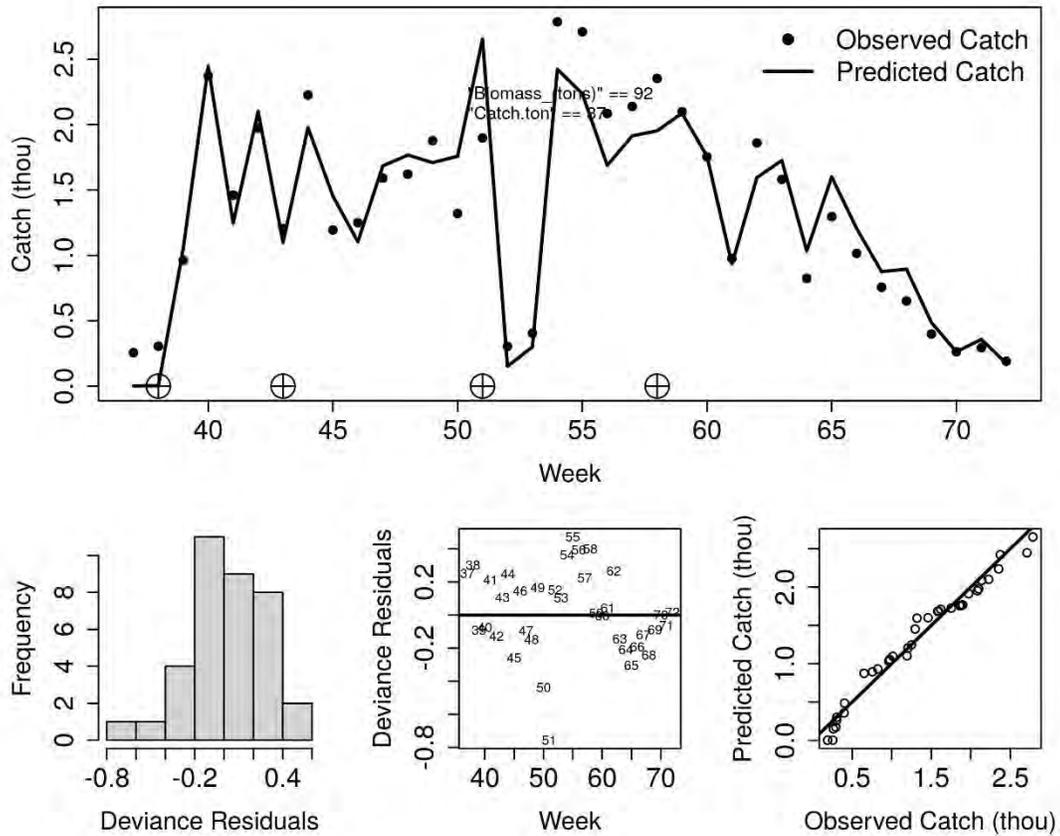


Figura 6 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe – Santa Clara en la temporada 2008-2009. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 1, Distribution = Aplnormal, Numerical algorithm = spg

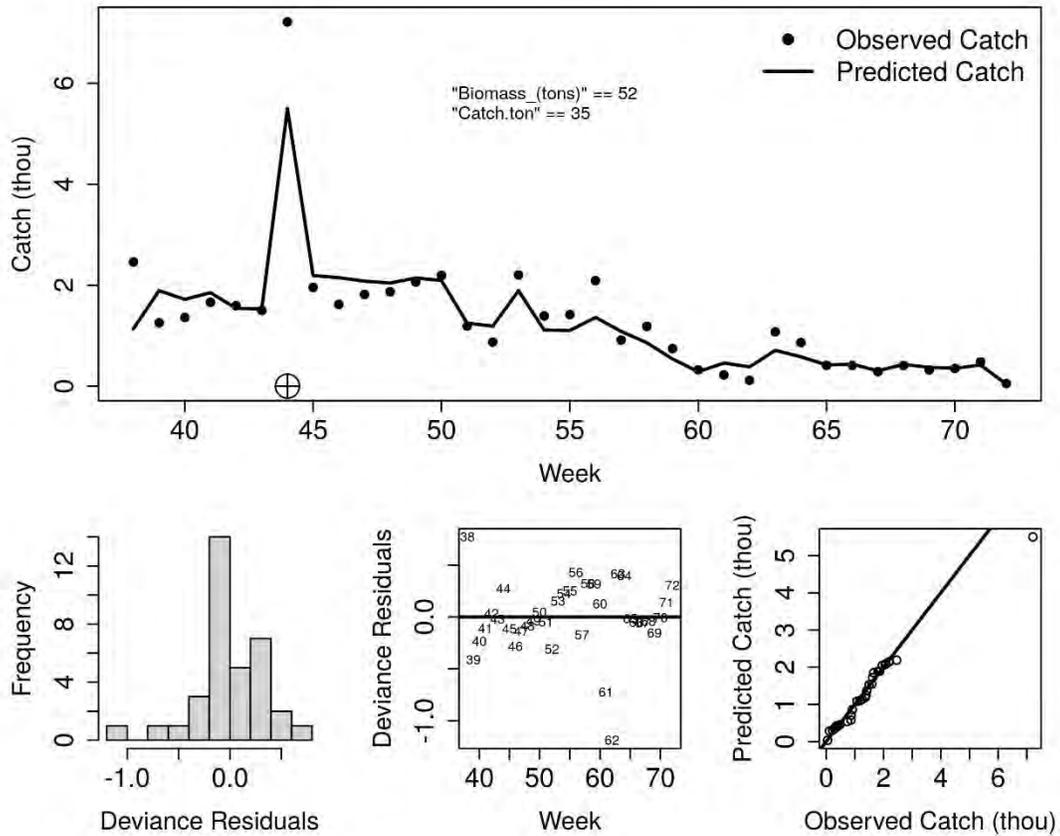


Figura 7 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe – Santa Clara en la temporada 2009-2010. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 2, Distribution = Apnormal, Numerical algorithm = spg

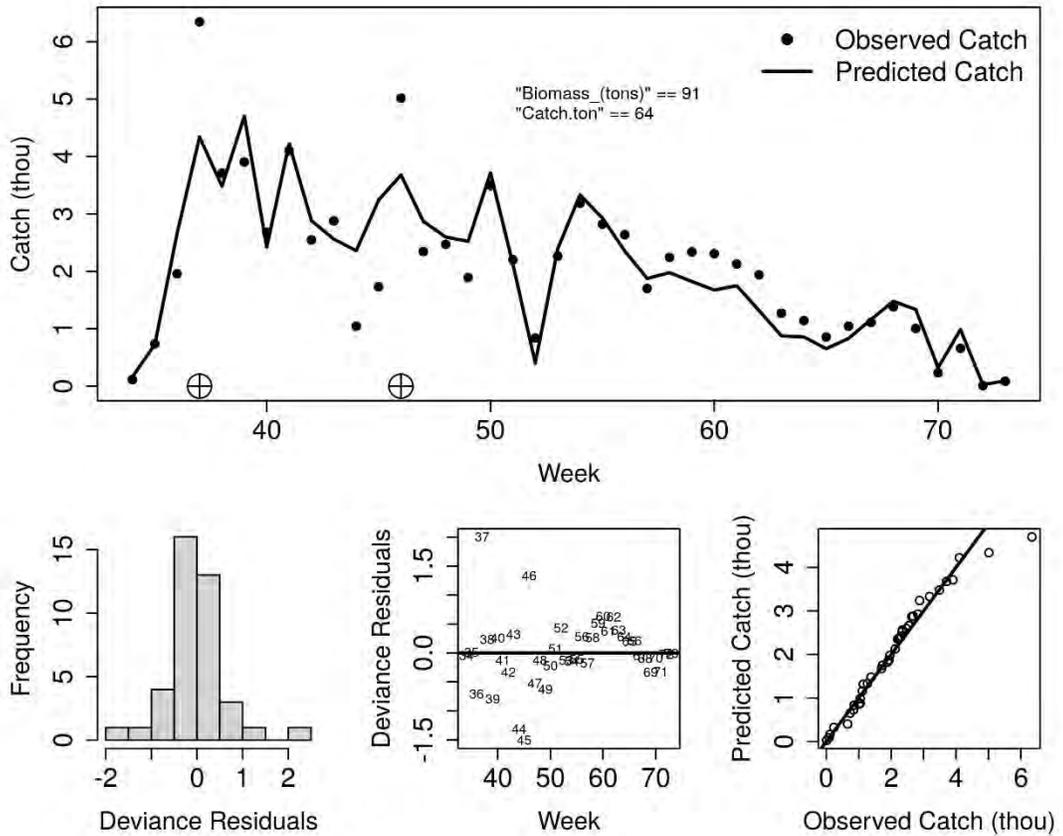


Figura 8 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe – Santa Clara en la temporada 2010-2011. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 3, Distribution = Apnormal, Numerical algorithm = Nelder-Mead

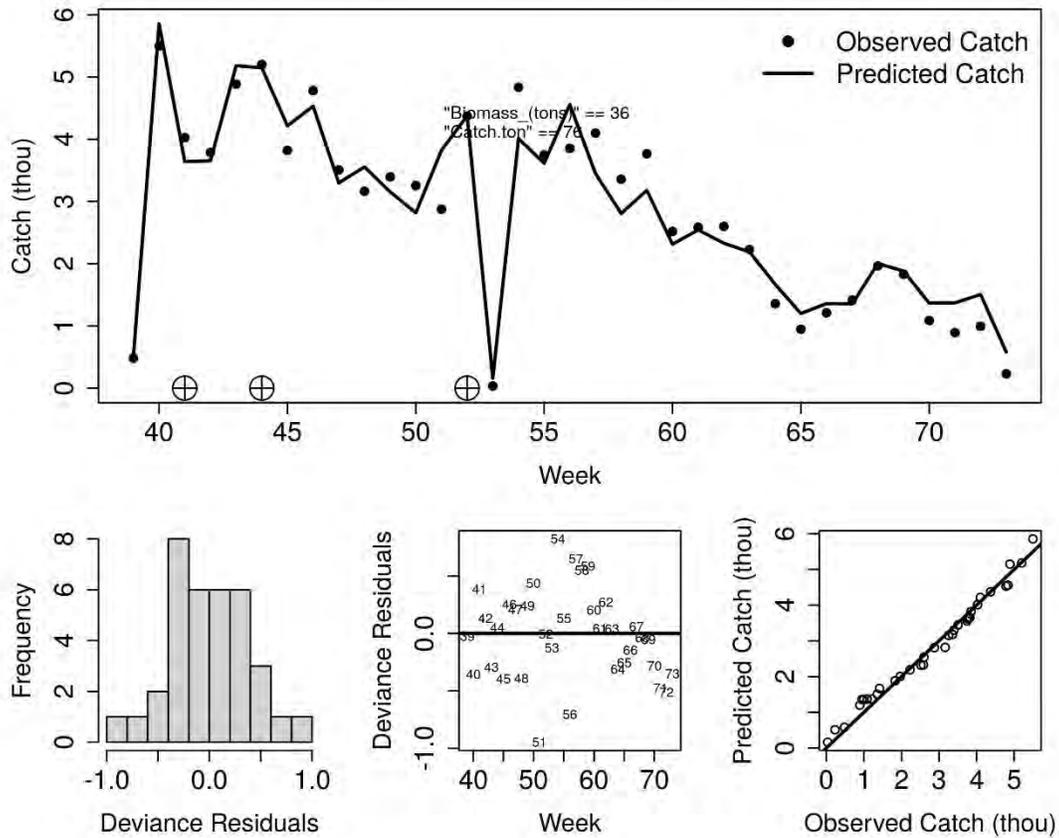


Figura 9 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe – Santa Clara en la temporada 2011-2012. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 2, Distribution = Apnormal, Numerical algorithm = CG

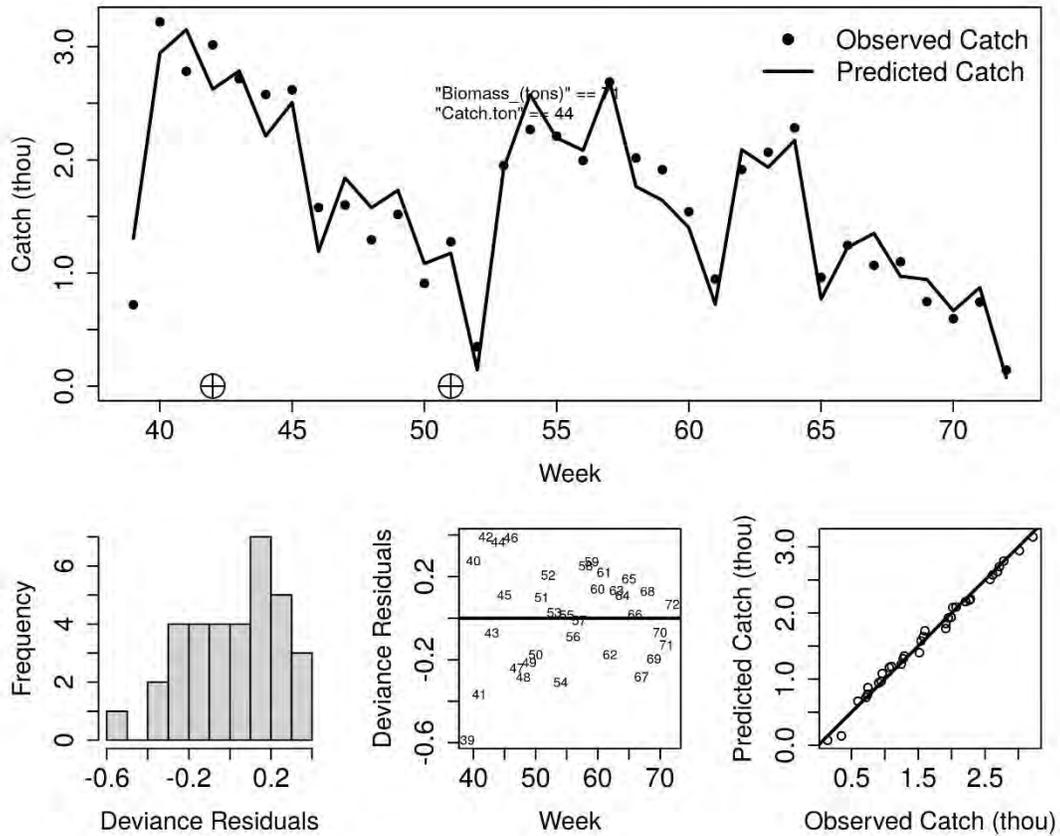


Figura 10 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe – Santa Clara en la temporada 2012-2013. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 3, Distribution = Apnormal, Numerical algorithm = spg

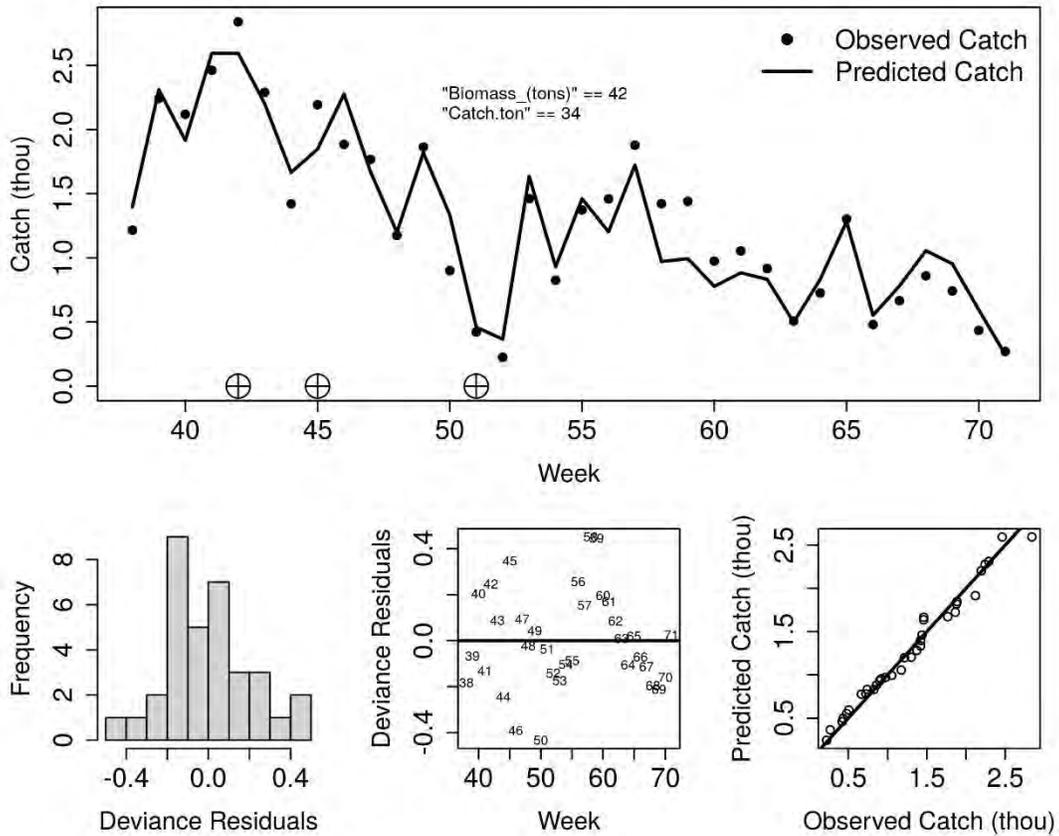


Figura 11 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe – Santa Clara en la temporada 2013-2014. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 5, Distribution = Apnormal, Numerical algorithm = CG

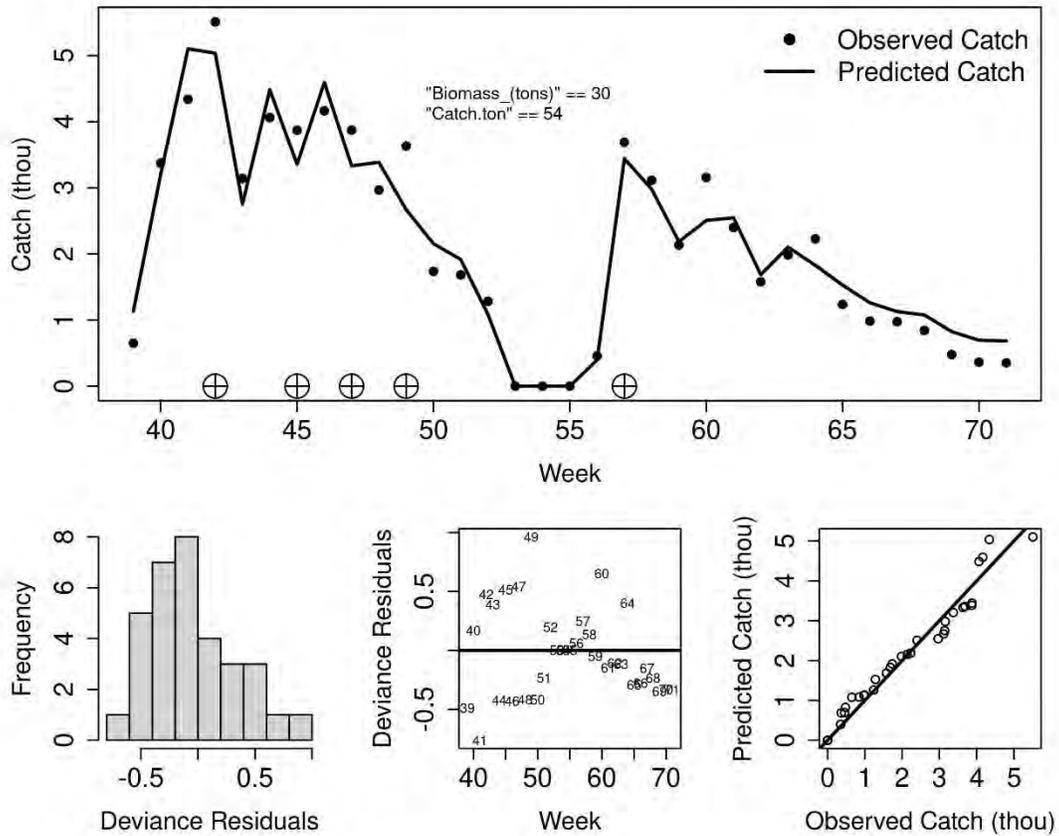


Figura 12 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe – Santa Clara en la temporada 2014-2015. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 4, Distribution = Apnormal, Numerical algorithm = Nelder-Mead

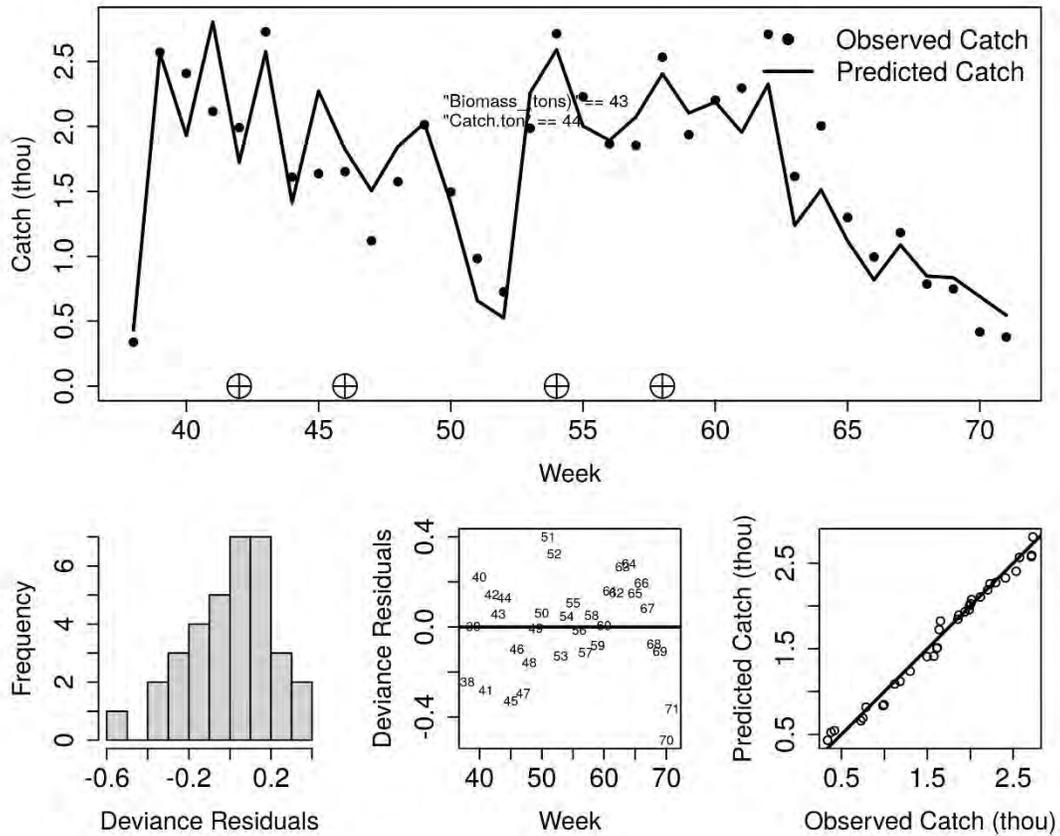


Figura 13 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe – Santa Clara en la temporada 2015-2016. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 3, Distribution = Aplnormal, Numerical algorithm = spg

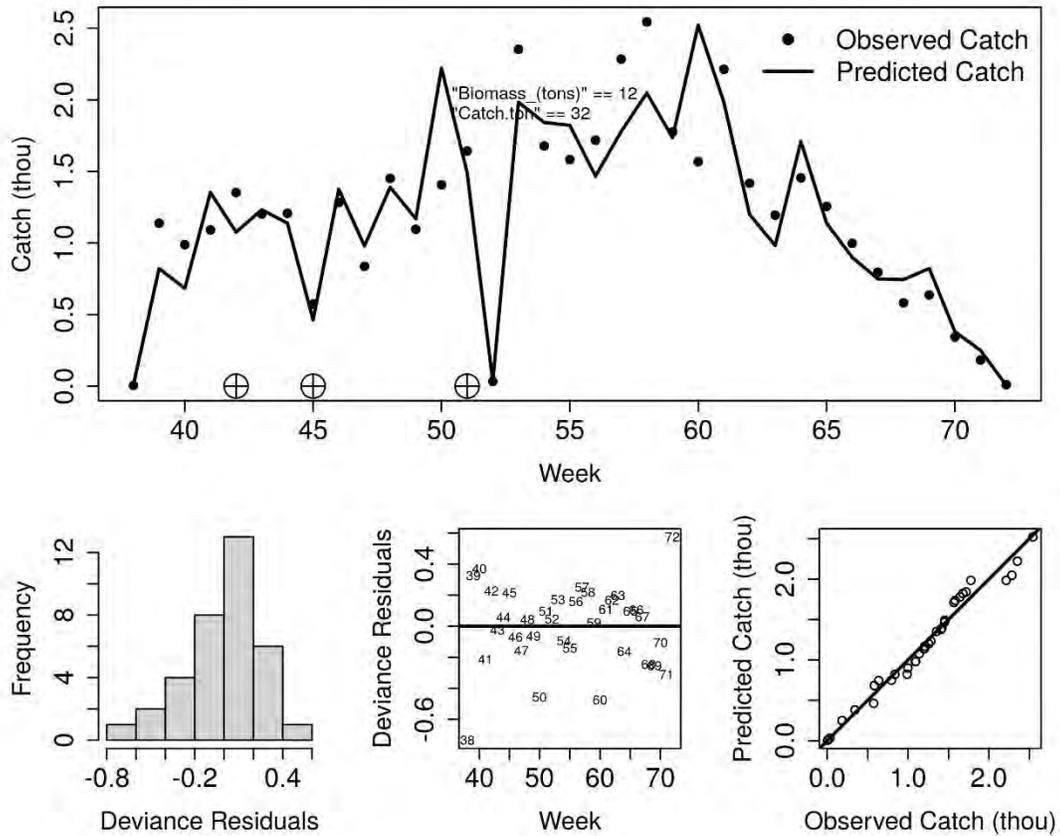


Figura 14 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe – Santa Clara en la temporada 2016-2017. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 3, Distribution = Apnormal, Numerical algorithm = Nelder-Mead

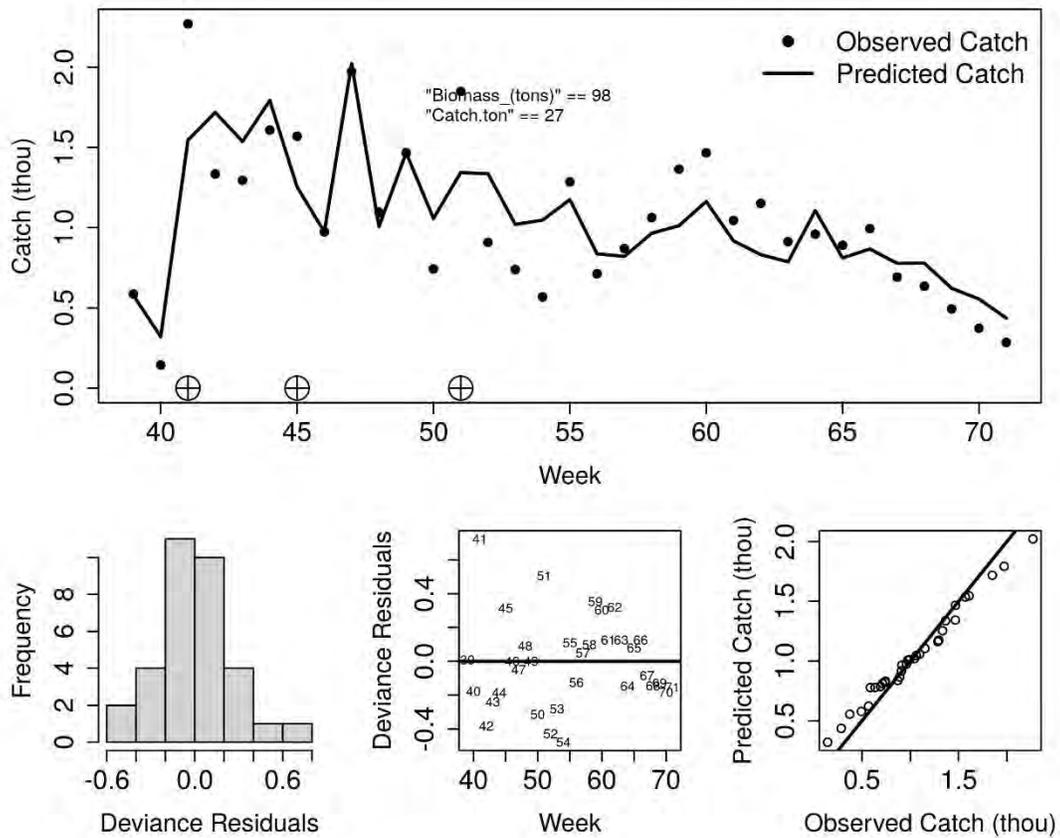


Figura 15 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe – Santa Clara en la temporada 2017-2018. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 3, Distribution = Apnormal, Numerical algorithm = CG

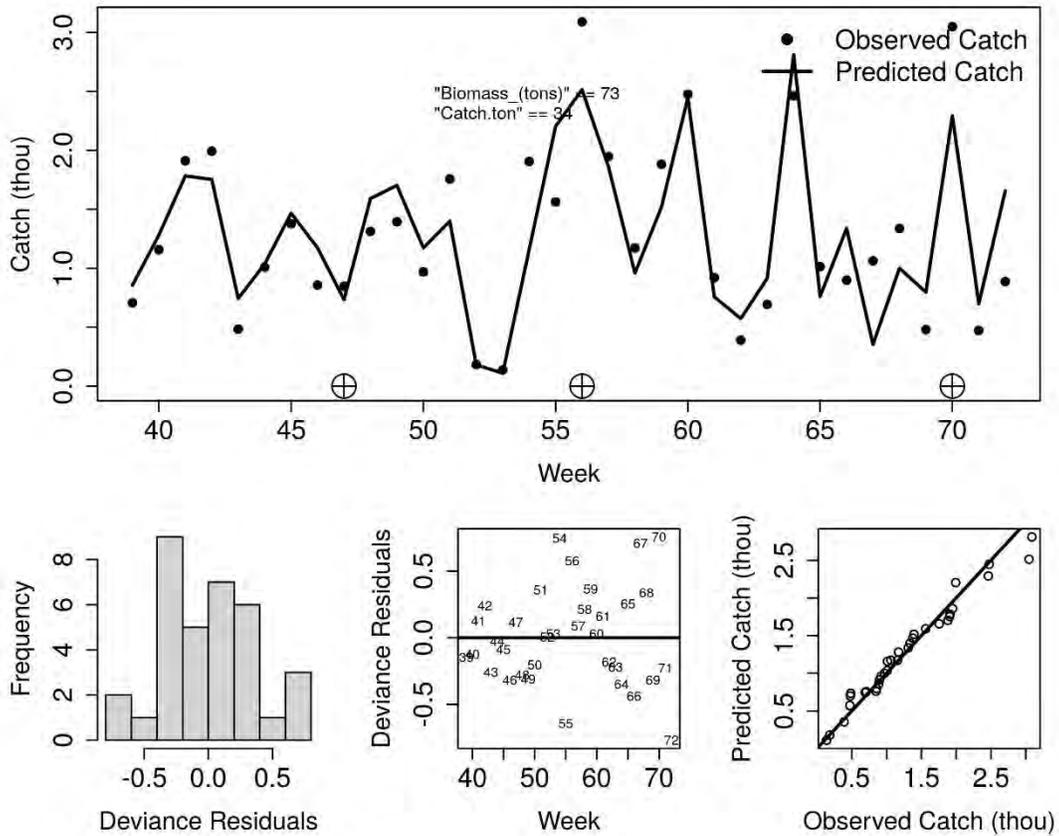


Figura 16 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe – Santa Clara en la temporada 2018-2019. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 2, Distribution = Apnormal, Numerical algorithm = Nelder-Mead

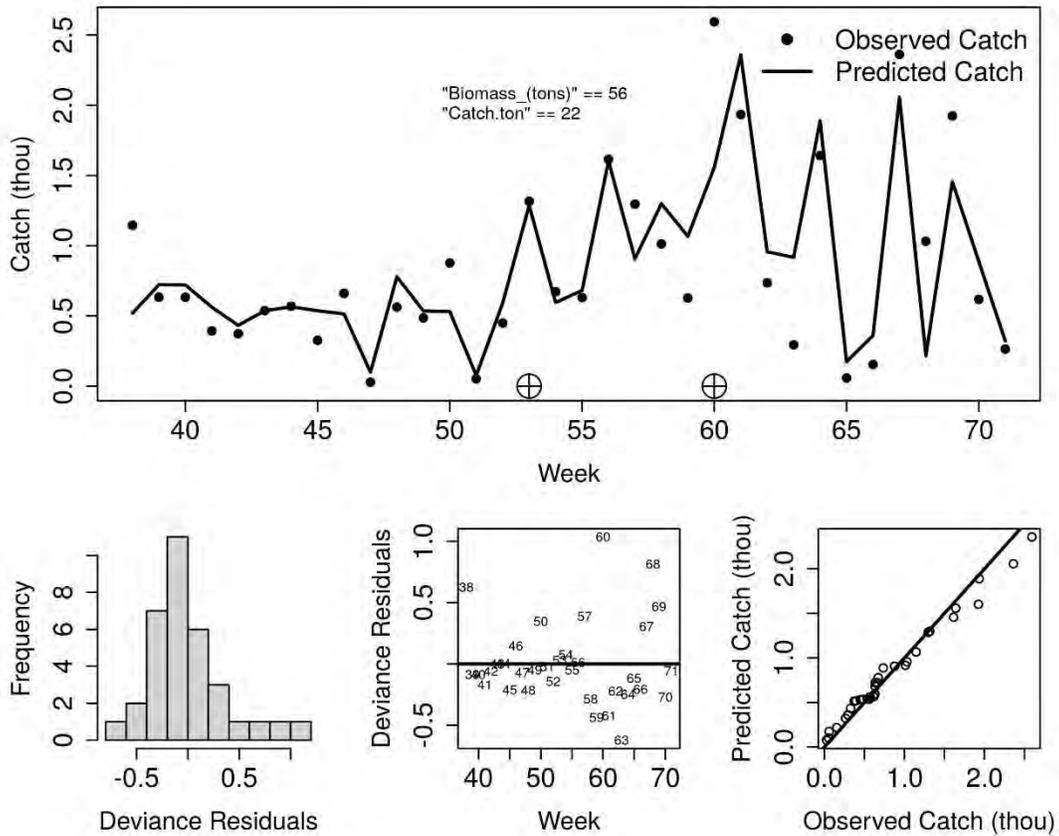


Figura 17 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe – Santa Clara en la temporada 2019-2020. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 4, Distribution = Apnormal, Numerical algorithm = CG

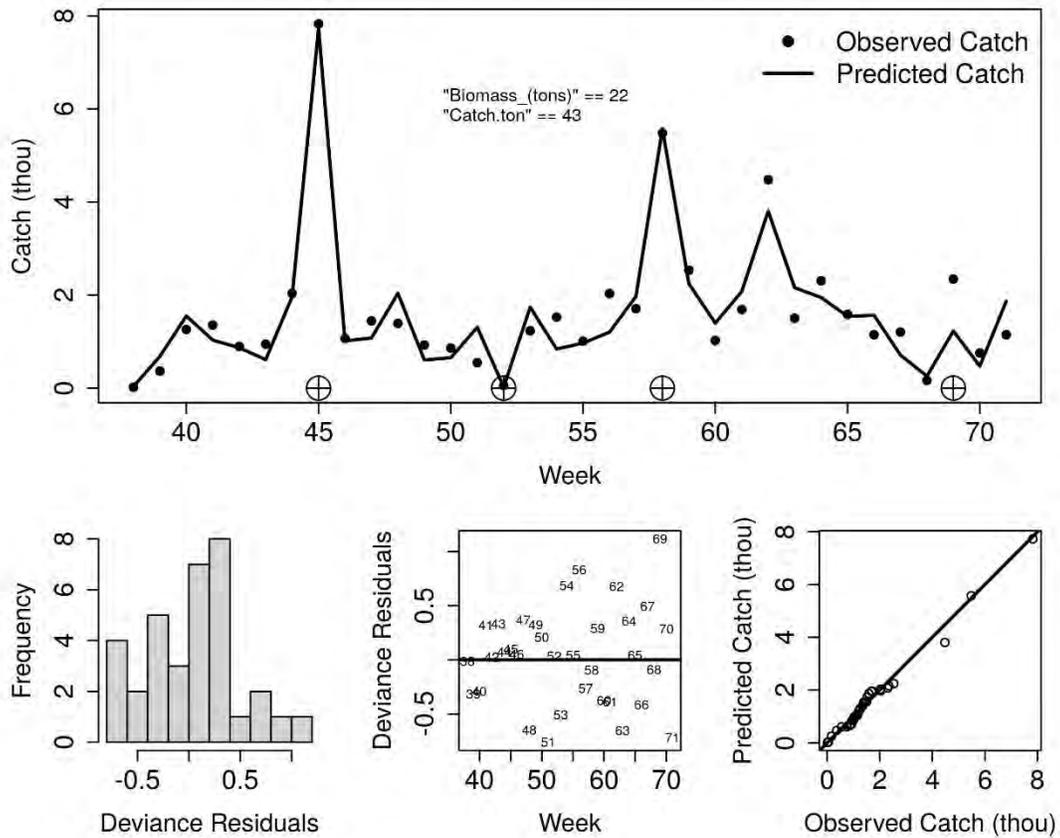


Figura 18 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe – Santa Clara en la temporada 2020-2021. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 4, Distribution = Apnormal, Numerical algorithm = spg

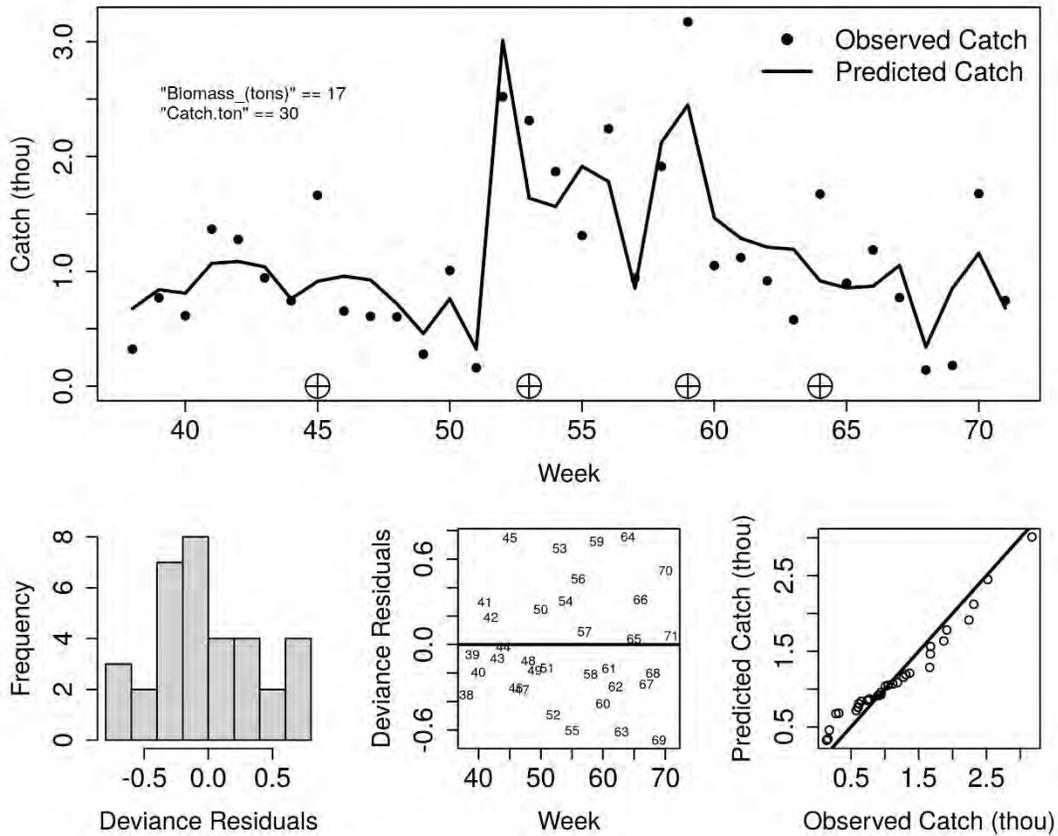


Figura 19 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe – Santa Clara en la temporada 2021-2022. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 2, Distribution = Normal, Numerical algorithm = spg

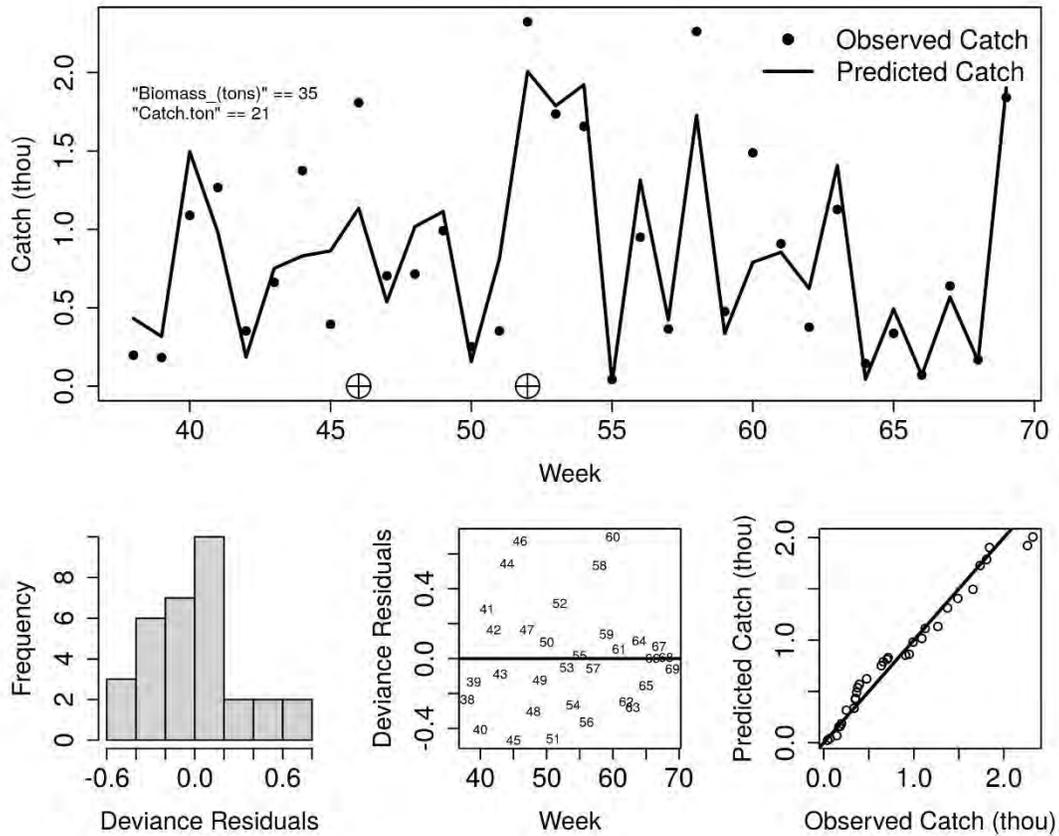


Figura 20 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Robinson Crusoe – Santa Clara en la temporada 2022-2023. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

8.6.2 Resultados subsistema AS

Fleet = nasas, Perturbations = 3, Distribution = Apnormal, Numerical algorithm = CG

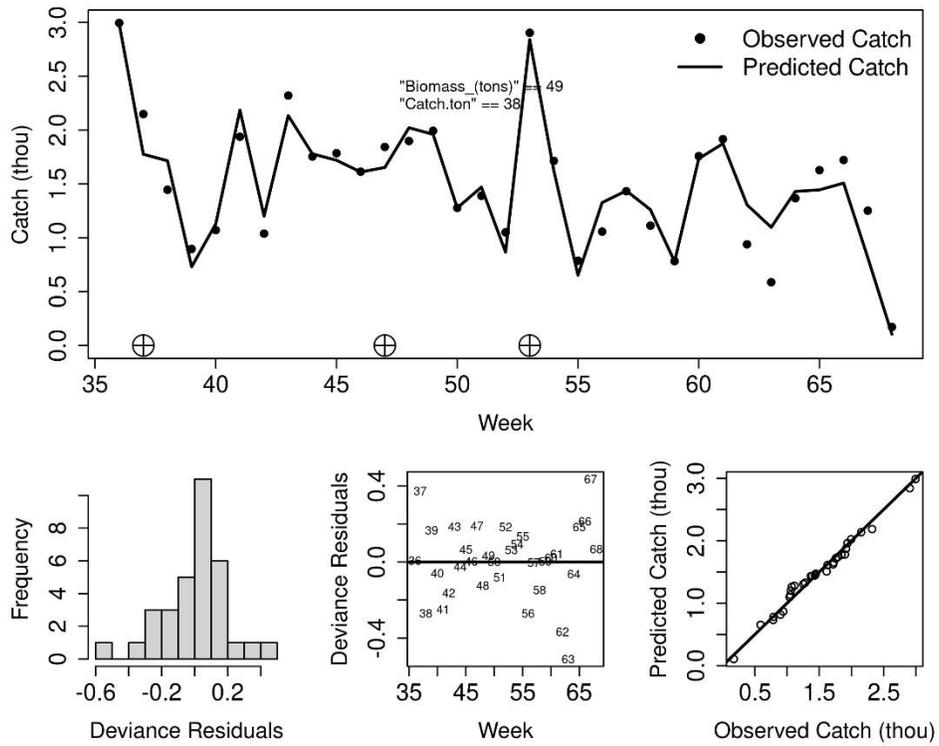


Figura 21 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Alejandro Selkirk en la temporada 2010-2011). Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 2, Distribution = Apnormal, Numerical algorithm = CG

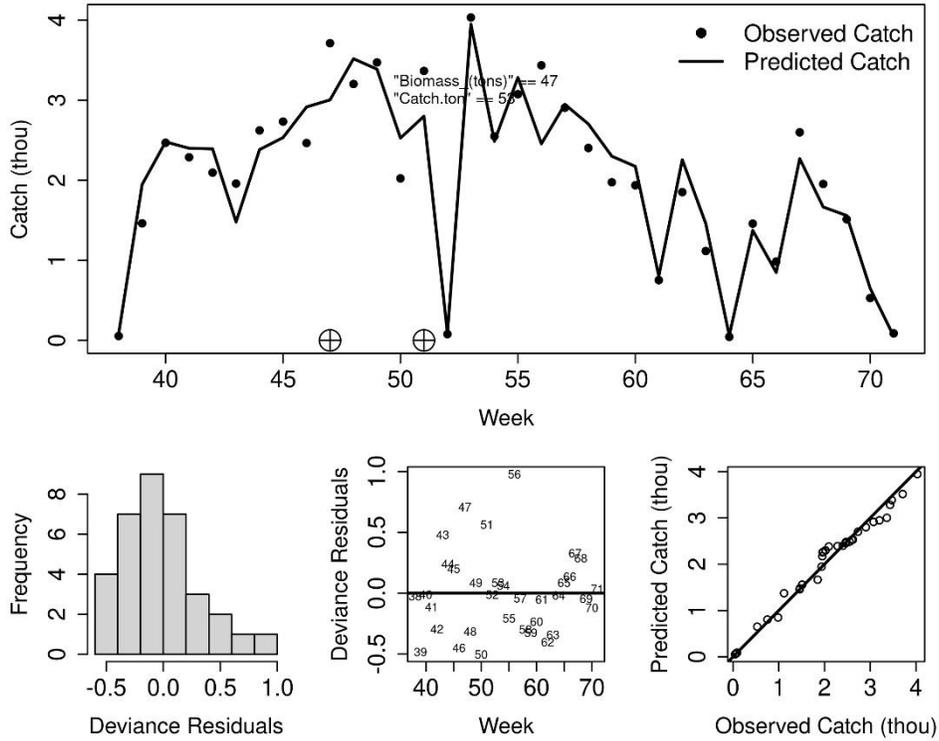


Figura 22 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Alejandro Selkirk en la temporada 2011-2012. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 2, Distribution = Anormal, Numerical algorithm = spg

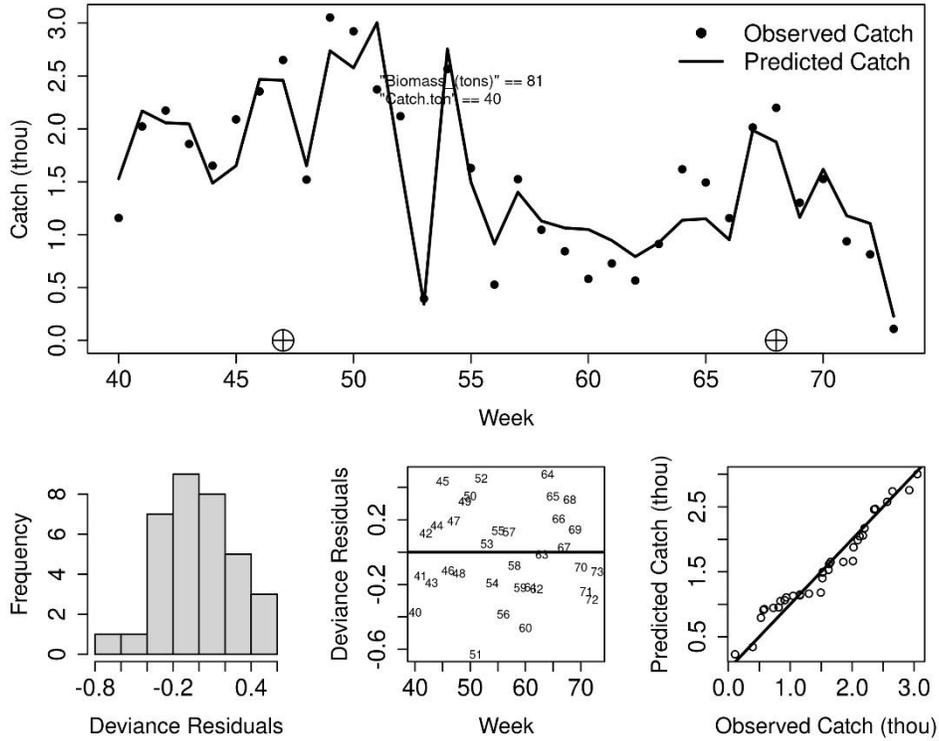


Figura 23 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Alejandro Selkirk en la temporada 2012-2013. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 5, Distribution = Anormal, Numerical algorithm = spg

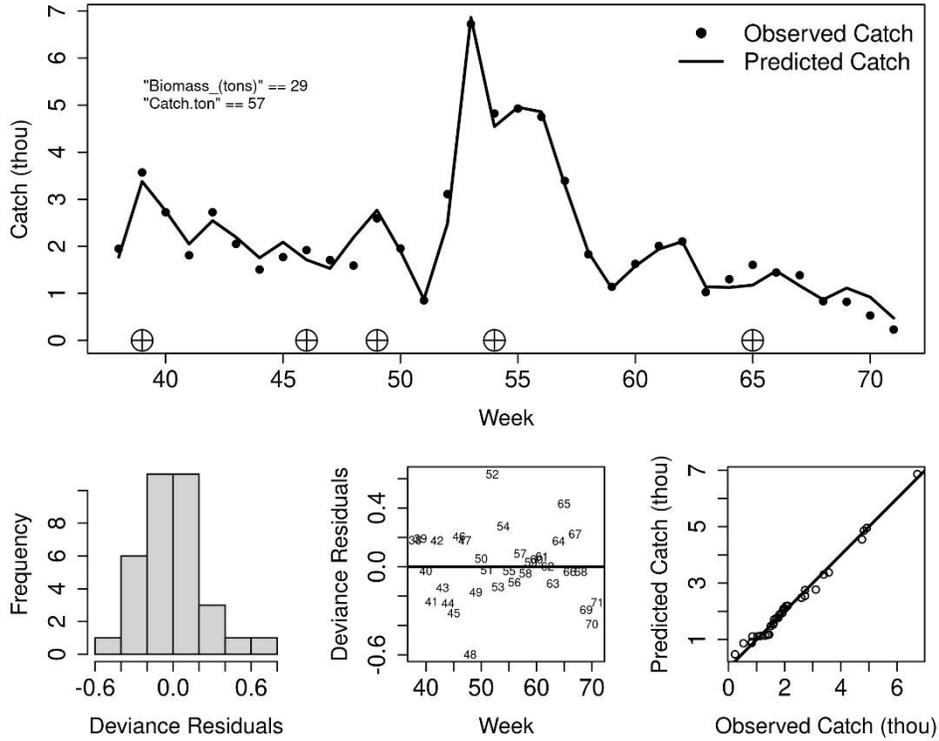


Figura 24 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Alejandro Selkirk en la temporada 2013-2014. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 1, Distribution = Apnormal, Numerical algorithm = Nelder-Mead

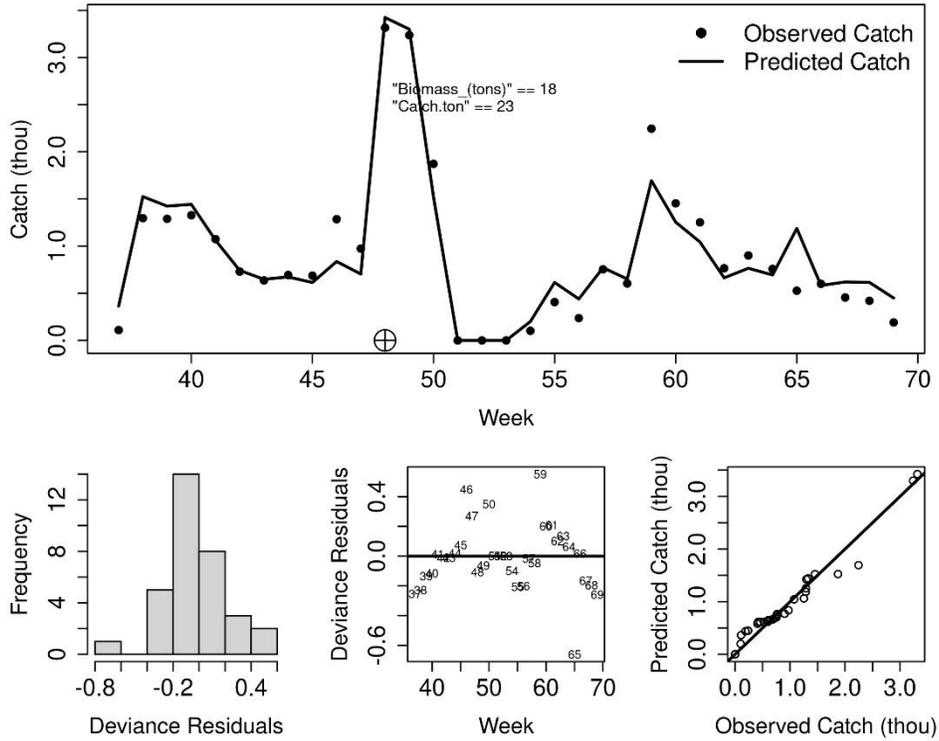


Figura 25 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Alejandro Selkirk en la temporada 2014-2015. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 3, Distribution = Anormal, Numerical algorithm = spg

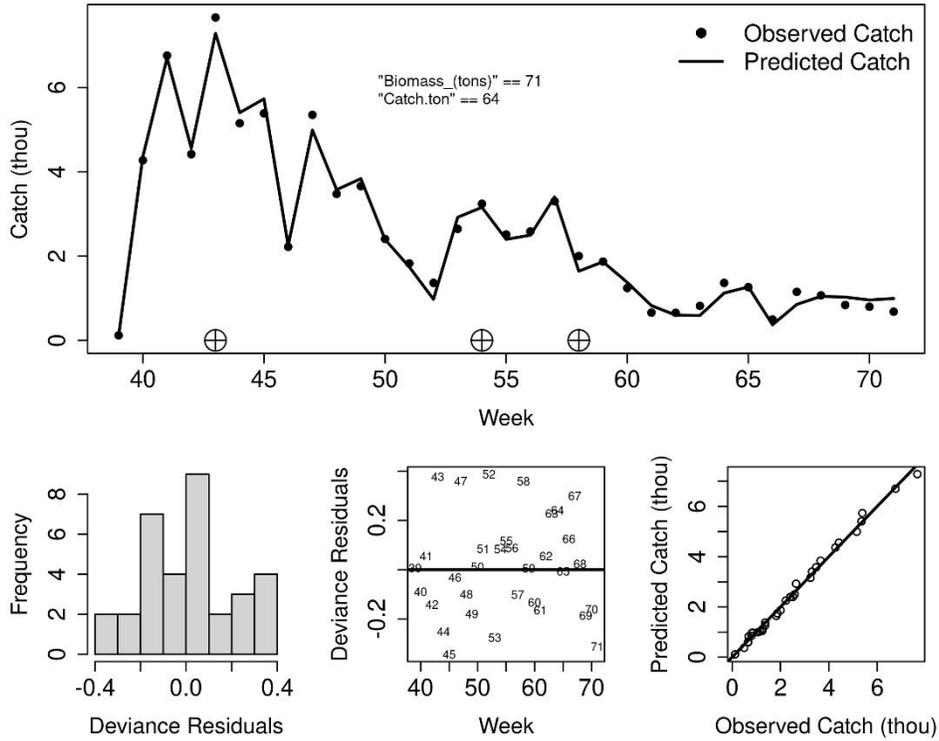


Figura 26 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Alejandro Selkirk en la temporada 2015-2016. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 5, Distribution = Apnormal, Numerical algorithm = Nelder-Mead

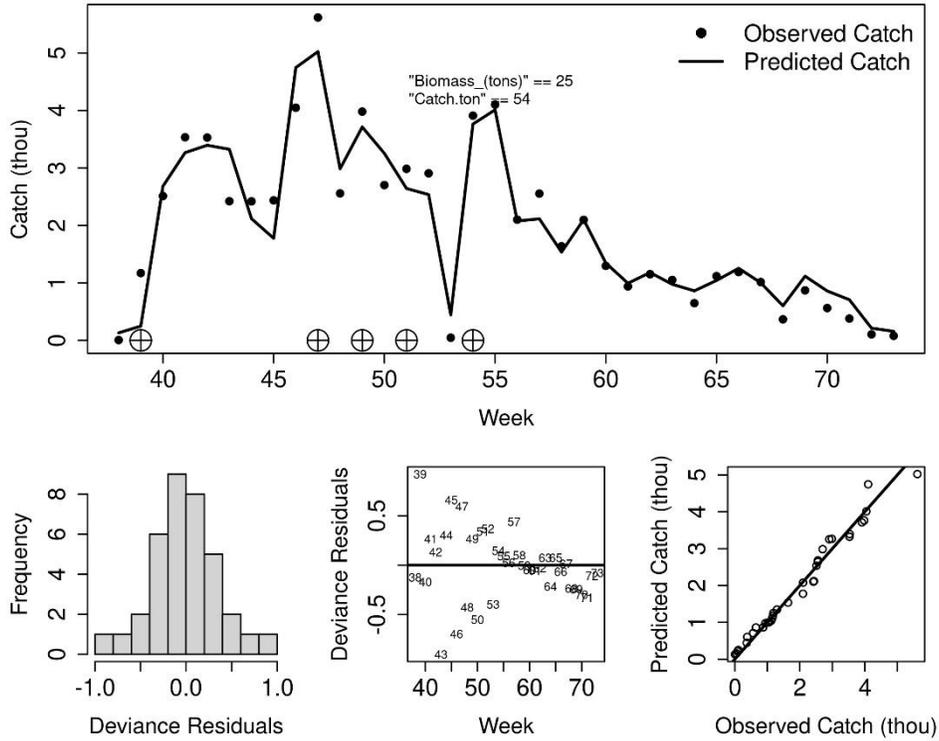


Figura 27 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Alejandro Selkirk en la temporada 2017-2018. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 3, Distribution = Aplnormal, Numerical algorithm = CG

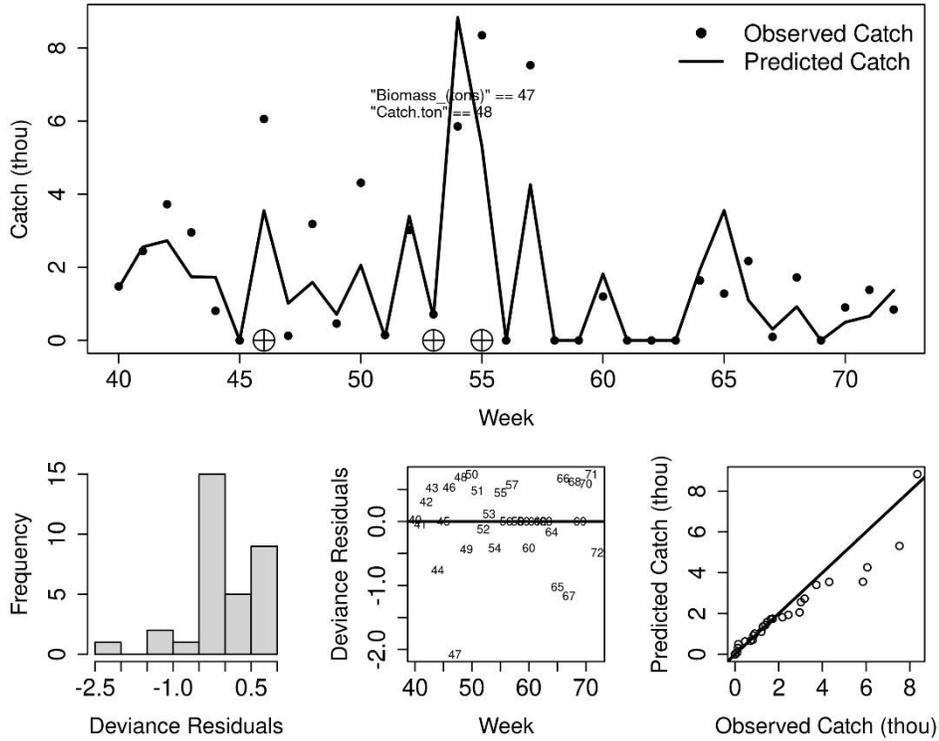


Figura 28 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Alejandro Selkirk en la temporada 2018-2019. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 1, Distribution = Apnormal, Numerical algorithm = Nelder-Mead

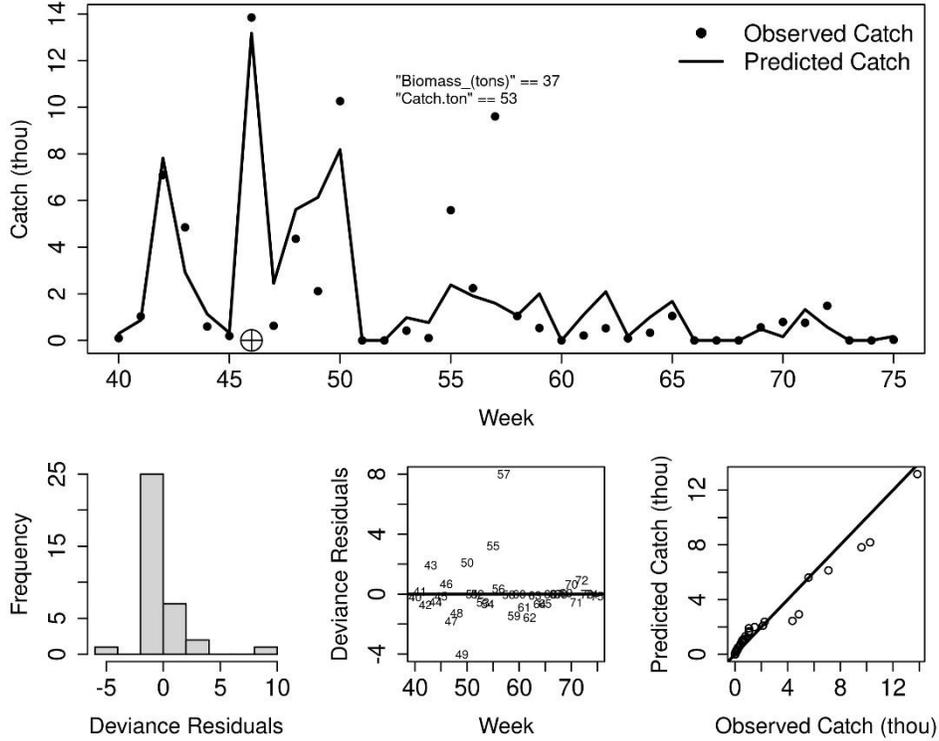


Figura 29 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Alejandro Selkirk en la temporada 2019-2020. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 5, Distribution = Anormal, Numerical algorithm = spg

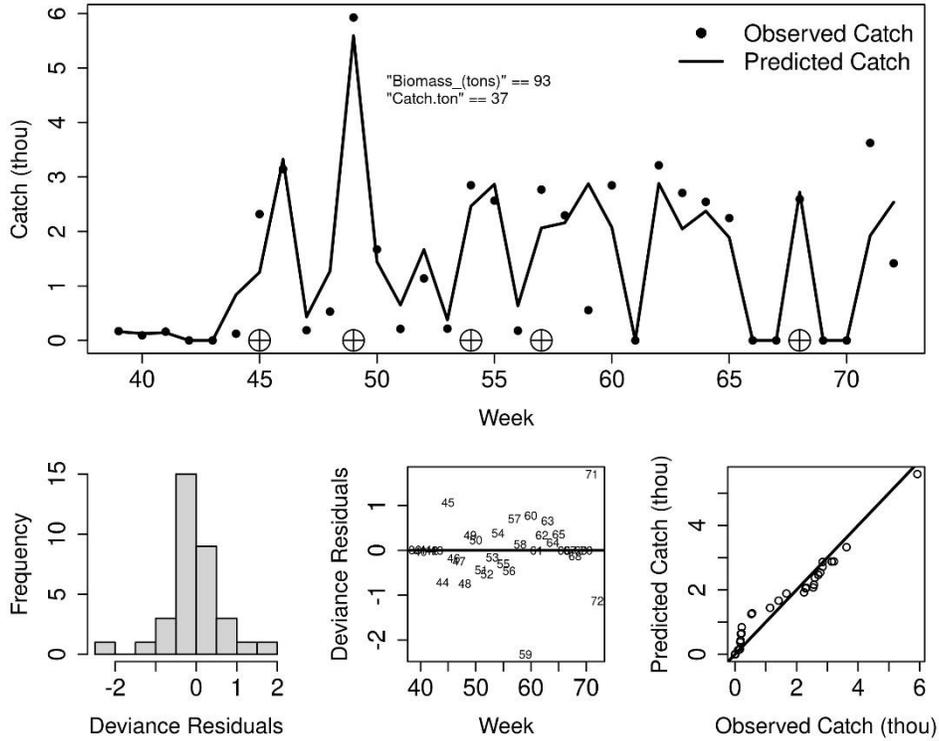


Figura 30 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Alejandro Selkirk en la temporada 2020-2021. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 3, Distribution = Normal, Numerical algorithm = Nelder-Mead

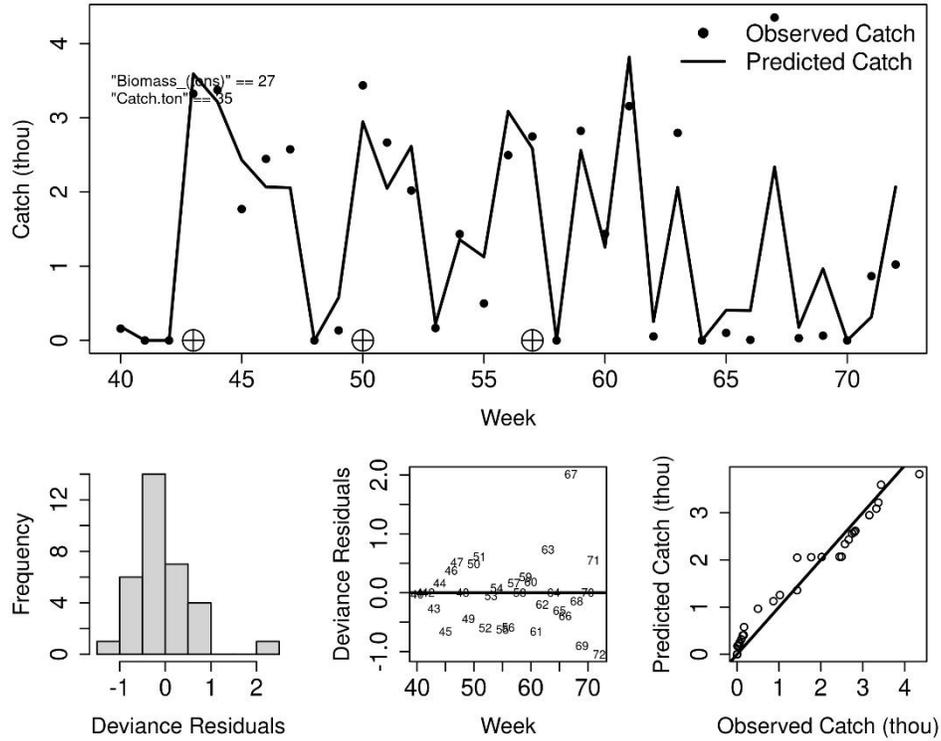


Figura 30 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Alejandro Selkirk en la temporada 2021-2022. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot

Fleet = nasas, Perturbations = 3, Distribution = Anormal, Numerical algorithm = spg

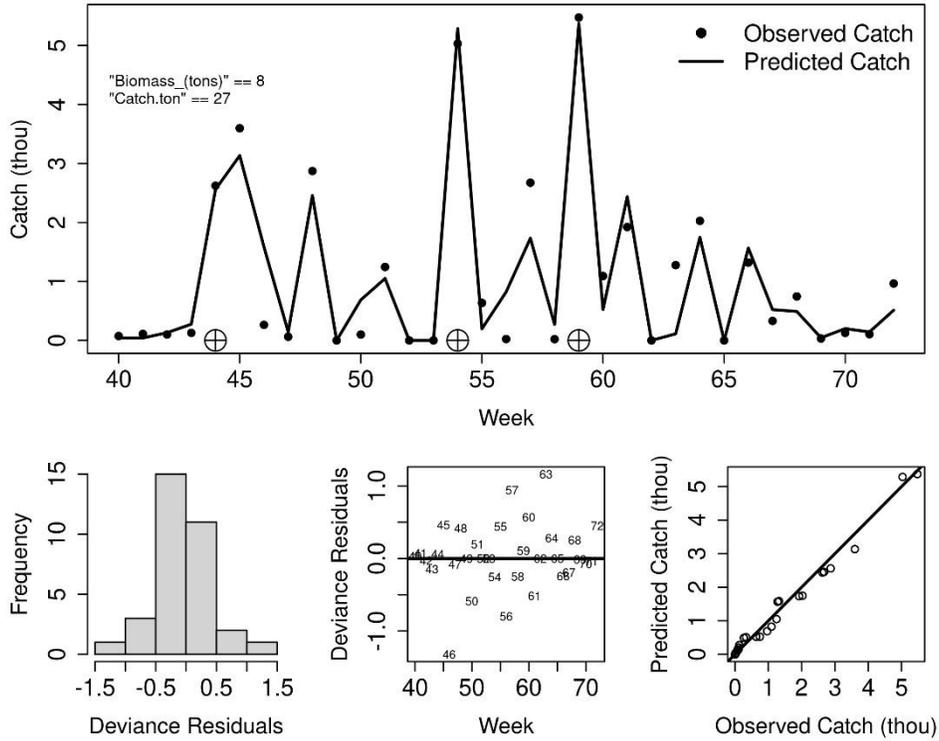


Figura 30 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Alejandro Selkirk en la temporada 2022-2023. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot

8.6.3 Resultados subsistema ID

Fleet = nasas, Perturbations = 2, Distribution = Apnormal, Numerical algorithm = spg

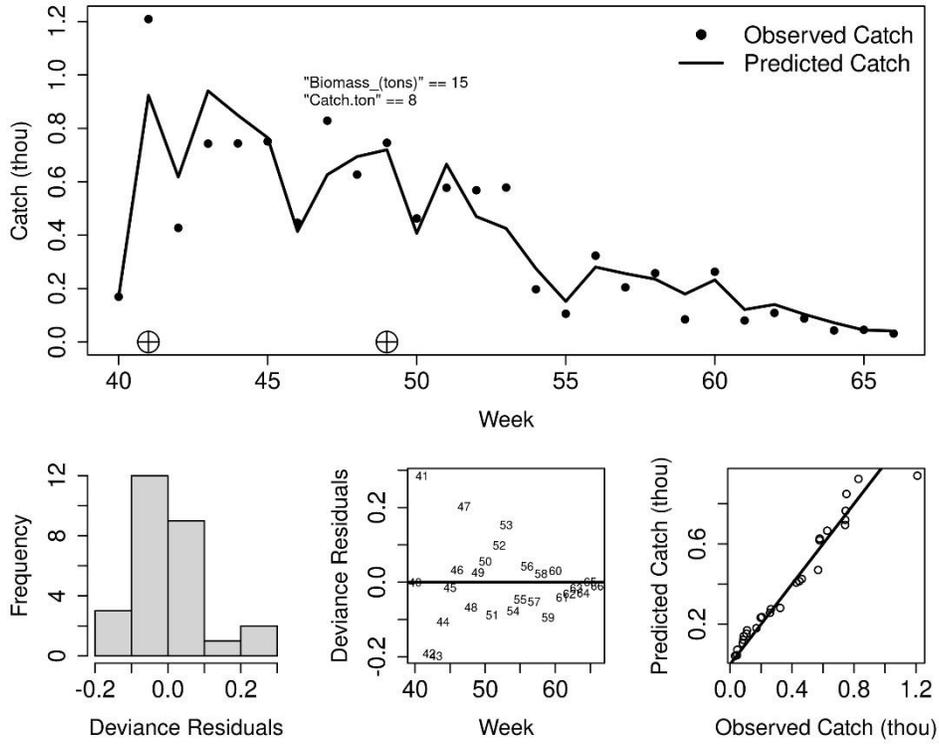


Figura 31 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Islas Desventuradas en la temporada 2011-2012. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 2, Distribution = Normal, Numerical algorithm = Nelder-Mead

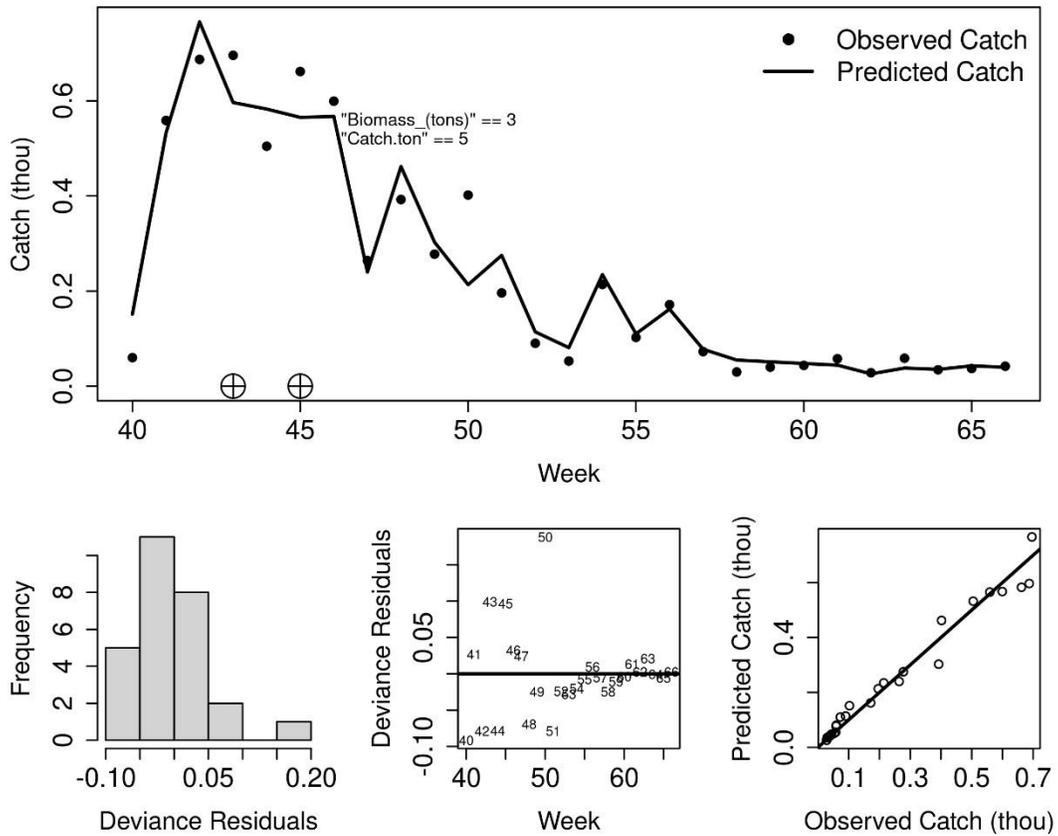


Figura 32 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Islas Desventuradas en la temporada 2012-2013. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 1, Distribution = Anormal, Numerical algorithm = spg

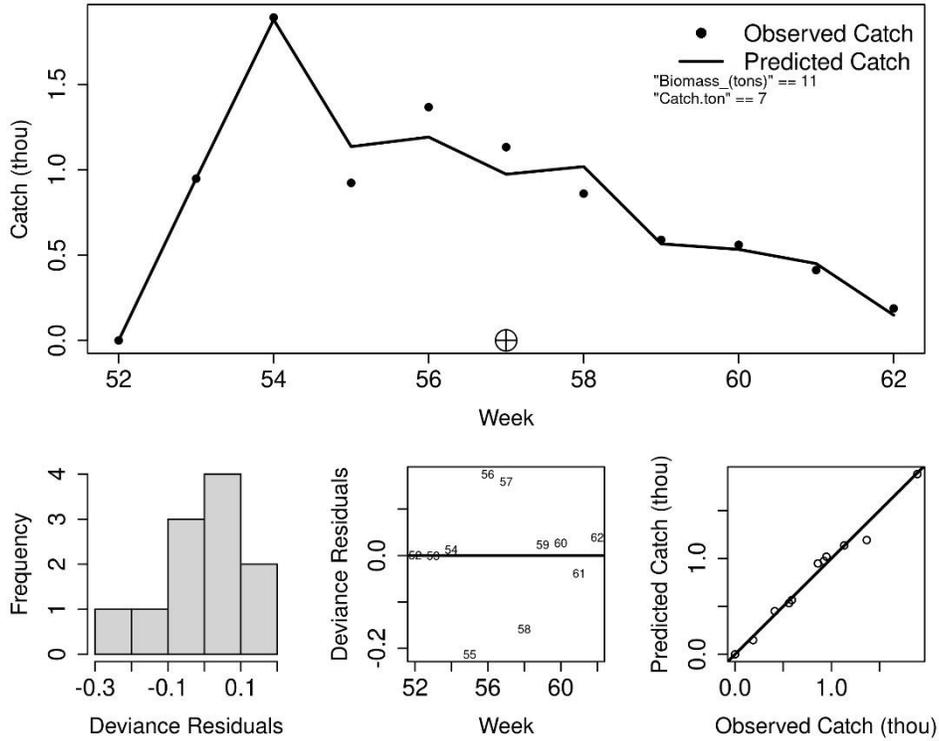


Figura 33 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Islas Desventuradas en la temporada 2013-2014. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 1, Distribution = Anormal, Numerical algorithm = CG

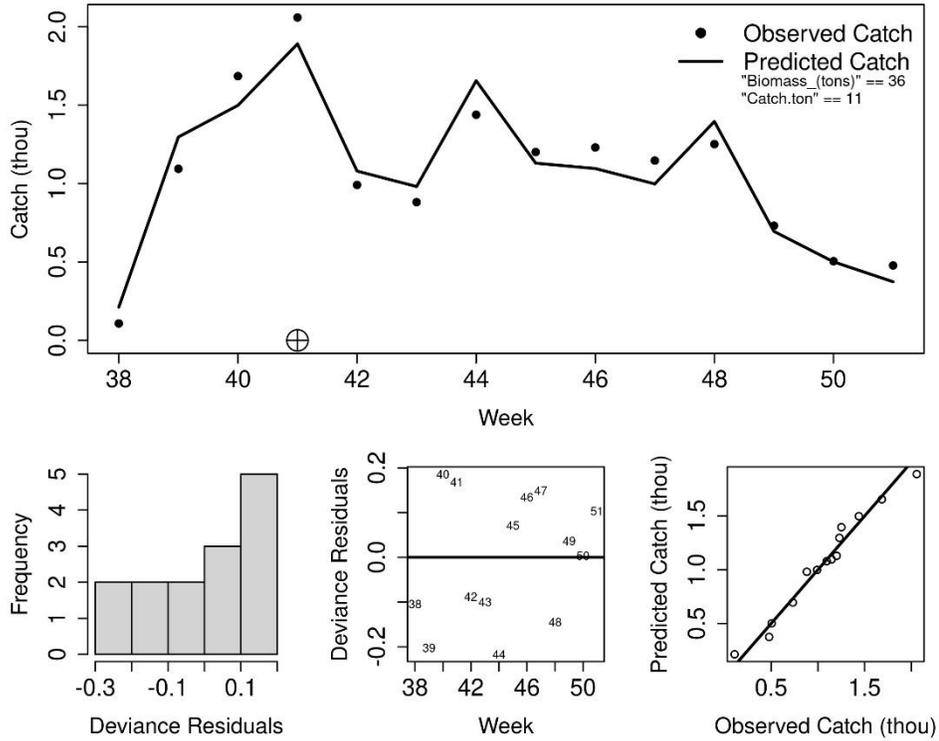


Figura 34 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Islas Desventuradas en la temporada 2014-2015. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 2, Distribution = Apnormal, Numerical algorithm = Nelder-Mead

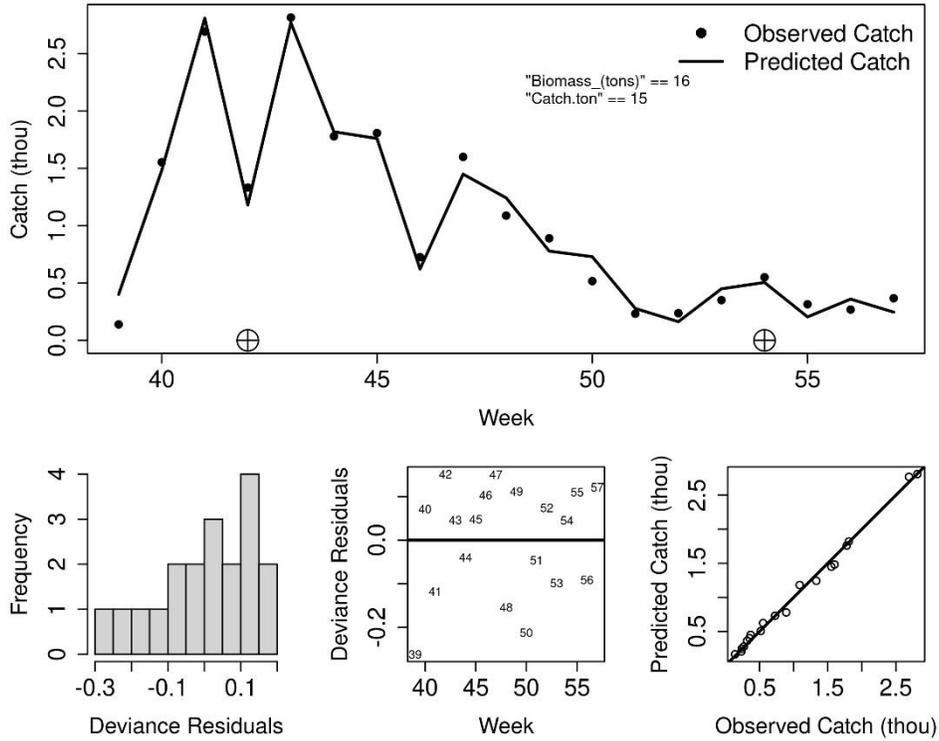


Figura 35 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Islas Desventuradas en la temporada 2015-2016. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 2, Distribution = Aplnormal, Numerical algorithm = CG

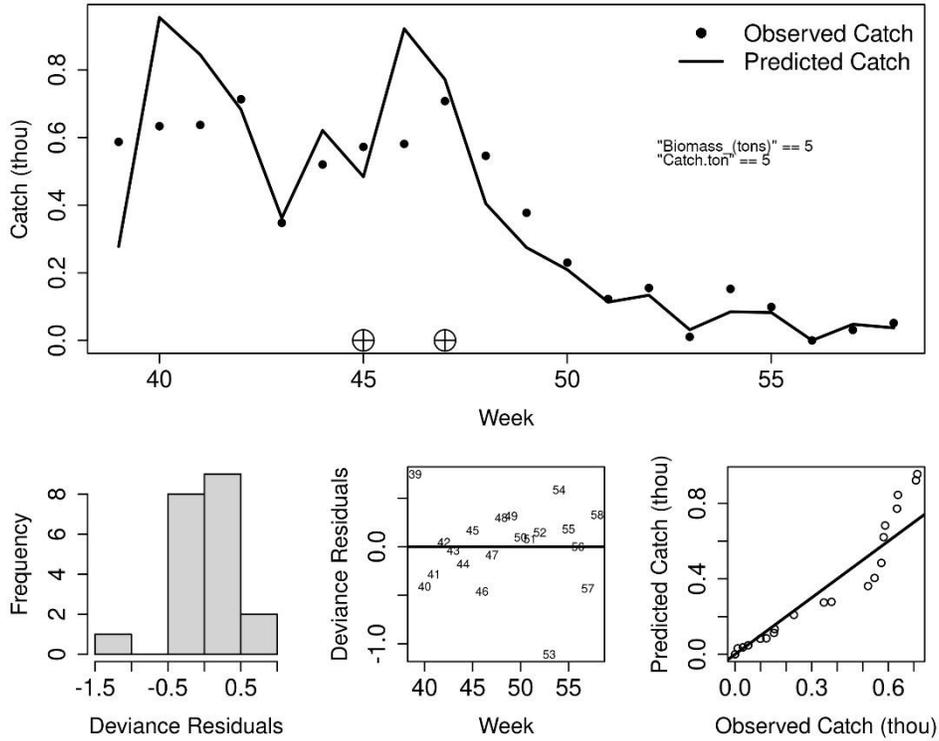


Figura 36 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Islas Desventuradas en la temporada 2016-2017. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.

Fleet = nasas, Perturbations = 1, Distribution = Apnormal, Numerical algorithm = Nelder-Mead

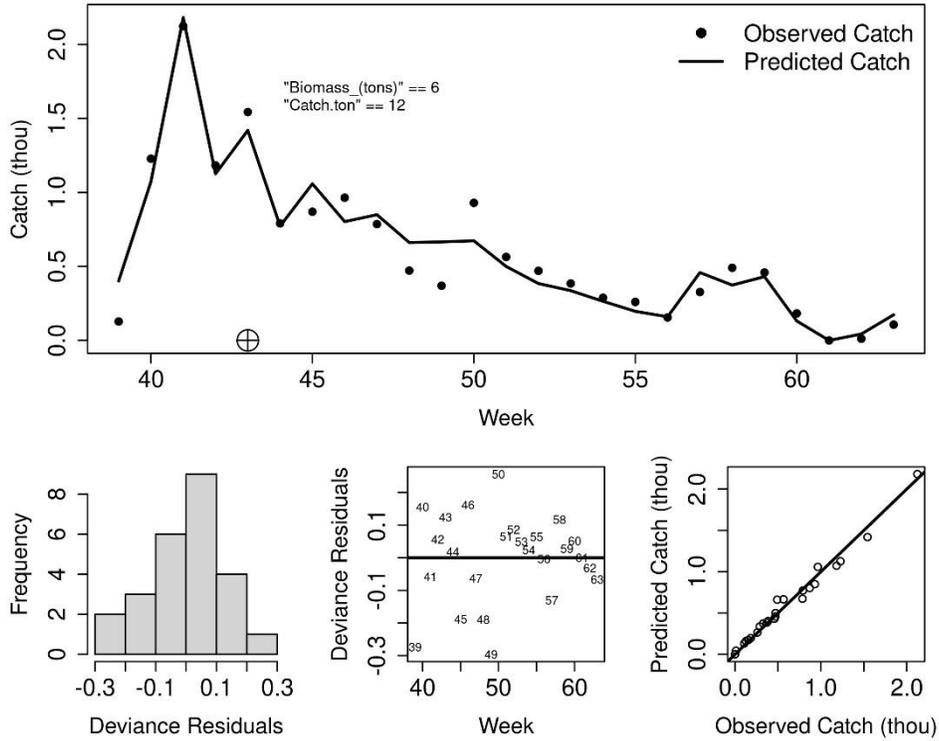


Figura 37 Ajuste del modelo de depleción seleccionado a los datos de captura y esfuerzo de la pesca de langostas de Juan Fernández en el subsistema Islas Desventuradas en la temporada 2017-2018. Panel superior: datos (puntos) y predicción (línea); biomasa de escape y captura total, y timing de los pulsos de entrada de abundancia. Paneles inferiores: histograma de residuos, nube de residuos, y q-q plot.