

Universidad de Concepción
Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas
Departamento de Oceanografía



INFORME TÉCNICO DEL LAB-EPOMAR 2026-01

Convenio UdeC – CrustaSur SpA

Desempeño operacional de indicadores biológico-pesqueros del langostino colorado y amarillo, y evaluación de stock año 2025

Enero 2026



Convenio UdeC – CrustaSur SpA

Desempeño operacional de indicadores biológico-pesqueros del langostino colorado y amarillo, y evaluación de stock año 2025

Departamento de Oceanografía – Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas

Luis A. Cubillos (Ed.)

Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile

Citar como:

Cubillos L.A. (Ed.) 2026.

Desempeño operacional de indicadores biológico-pesqueros del langostino colorado y amarillo, y evaluación de stock año 2025. Universidad de Concepción, Informe Técnico EPOMAR 2026-01, 70 p.



[Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial-CompartirIgual 4.0 Internacional \(CC BY-NC-SA 4.0\)](#)

PRESENTACION

Se comunican resultados de productos de monitoreo y de investigación de la pesquería de crustáceos demersales en la unidad de pesquería sur, en el marco del convenio entre CrustaSur SpA y la Universidad de Concepción, a través del Laboratorio de Evaluación de Poblaciones Marinas y la línea de investigación “Sustentabilidad y Conservación de Pesquerías” del Centro COPAS COASTAL.

En el Capítulo 1 se comunica el desempeño operacional de indicadores pesqueros y biológicos durante el año 2025, que consta de análisis espaciotemporal de las capturas, esfuerzo de pesca, rendimientos de pesca, tallas promedio, proporción sexual, composición de tallas y cambios en la proporción de hembras maduras de langostino colorado y langostino amarillo. En el Capítulo 2 se presenta la fauna acompañante de las operaciones de pesca de la flota pesquera. En el Capítulo 3 se registra la cobertura espacial de las operaciones de pesca de la flota de arrastre. El Capítulo 4 analiza el crecimiento en longitud de langostino colorado y langostino amarillo durante el año 2025, el Capítulo 5 reporta avances del modelo de dinámica poblacional con heterogeneidad espacial para camarón nailon, desarrollado en el marco del proyecto Evaluation of resilient harvest control rules for sustainable management of the Chilean demersal crustacean fisheries (OSF–MSC) y el Capítulo 6 resume las principales actividades complementarias realizadas en el marco del Convenio.

Prof. Dr. Luis Cubillos
Profesor Asociado
Investigador COPAS Coastal
Departamento de Oceanografía
Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas
Universidad de Concepción
Tel.: 41 2207233 - 41 2661274

ÍNDICE GENERAL

1. INDICADORES OPERACIONALES DE LA PESQUERÍA DE LANGOSTINO COLORADO, LANGOSTINO AMARILLO Y CAMARÓN NAILON EN LA UNIDAD DE PESQUERÍA SUR, AÑO 2025	11
RESUMEN.....	12
INTRODUCCION	13
ACTIVIDAD PESQUERA	13
<i>Caladeros de pesca</i>	13
<i>Captura, esfuerzo y rendimiento de pesca</i>	16
INDICADORES BIOLÓGICOS.....	24
<i>Proporción sexual y talla promedio</i>	24
<i>Composición por tallas</i>	29
<i>Relación longitud peso</i>	34
<i>Indicadores reproductivos</i>	35
DISCUSION	37
REFERENCIAS.....	38
2. FAUNA ACOMPAÑANTE EN LA PESQUERÍA DE CRUSTÁCEOS DEMERSALES EN LA UNIDAD DE PESQUERÍA SUR, AÑO 2025.....	39
RESUMEN.....	40
INTRODUCCIÓN	40
OCURRENCIA, CAPTURAS Y RENDIMIENTOS DE PESCA ANUALES.....	41
<i>Distribución mensual de la ocurrencia en lances de pesca</i>	45
DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES.....	49
REFERENCIAS.....	50
3. COBERTURA ESPACIAL DE LA PESCA DE ARRASTRE REALIZADA POR LA PESQUERÍA DE LANGOSTINOS EN LA ZONA CENTRO-SUR DE CHILE	51
RESUMEN.....	52
INTRODUCCIÓN	52
DISTRIBUCIÓN ESPACIAL.....	53
<i>Operaciones Fuera del Polígono Histórico de Arrastre</i>	55
DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES.....	56
REFERENCIAS.....	57
4. CRECIMIENTO DE LANGOSTINO COLORADO Y LANGOSTINO AMARILLO EN LA ZONA CENTRO-SUR, AÑO 2025.....	61
RESUMEN.....	62
INTRODUCCION	62
MATERIALES Y METODOS.....	63
<i>Datos</i>	63
<i>Modelo de Mezcla Gaussiano</i>	63
RESULTADOS.....	64
<i>Análisis de frecuencia de longitudes</i>	64
DISCUSION	66
REFERENCIAS.....	67

5. MODELO DE EVALUACIÓN DE STOCK ESTRUCTURADO POR EDAD CON HETEROGENEIDAD ESPACIAL PARA LA PESQUERÍA DE CAMARÓN NAILON EN CHILE (ACCIÓN 1, PROYECTO OSF-MSC)....	69
RESUMEN.....	69
INTRODUCCIÓN	71
METODOLOGÍA	73
<i>Fuentes de datos</i>	73
<i>Modelo poblacional</i>	74
<i>Funciones de verosimilitud</i>	75
<i>Procedimiento de estimación, ajuste y diagnósticos</i>	75
<i>Evaluación del estatus del recurso</i>	77
RESULTADOS	78
<i>Ajuste del modelo y diagnósticos</i>	78
<i>Biomasa reproductiva, reclutamiento y mortalidad por pesca</i>	79
<i>Ánálisis retrospectivo</i>	80
<i>Estatus del stock</i>	81
CONSIDERACIONES FINALES	82
REFERENCIAS	83
ANEXO 1. DESCRIPCIÓN DE VARIABLES, PARÁMETROS Y ECUACIONES DEL MODELO DE ESTIMACIÓN.....	85
ANEXO 2. AJUSTE MODELO DE EVALUACIÓN.....	89
<i>Diagnóstico de ajuste modelo de evaluación</i>	89
6. ACTIVIDADES COMPLEMENTARIAS AÑO 2025	91
RESUMEN.....	92
REUNIONES	92
<i>Productos de monitoreo</i>	93
PALABRAS FINALES.....	94

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1.1. DISTRIBUCIÓN DE LOS LANCES DE PESCA Y CALADEROS DE PESCA VISITADOS DURANTE EL AÑO 2025....	14
FIGURA 1.2. DISTRIBUCIÓN MENSUAL DE LOS LANCES DE PESCA ORIENTADOS A LANGOSTINO COLORADO (ROJO), LANGOSTINO AMARILLO (AZUL) Y CAMARÓN NAILON (VERDE) EN LA UNIDAD DE PESQUERÍA SUR DURANTE MARZO-DICIEMBRE DE 2025.....	16
FIGURA 1.3. DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LA COMPOSICIÓN DE LAS CAPTURAS POR CALADERO DURANTE EL AÑO 2025.	18
FIGURA 1.4. DISTRIBUCIÓN MENSUAL DEL TIEMPO DE ARRASTRE (HORAS) (A) Y RENDIMIENTO (KG/HORA DE ARRASTRE) (B), DE LANGOSTINO COLORADO, LANGOSTINO AMARILLO Y CAMARÓN NAILON, AÑO 2025.....	19
FIGURA 1.5. RENDIMIENTO DE PESCA (CAPTURA POR HORA DE ARRASTRE) ANUAL DE LANGOSTINO COLORADO (A), LANGOSTINO AMARILLO (B) Y CAMARÓN NAILON (C), EN LOS CALADEROS VISITADOS DE LA UNIDAD DE PESQUERÍA SUR, MARZO-DICIEMBRE DE 2025.....	20
FIGURA 1.6. DISTRIBUCIÓN MENSUAL DEL RENDIMIENTO DE PESCA (CAPTURA POR HORA DE ARRASTRE) DE LANGOSTINO COLORADO, LANGOSTINO AMARILLO Y CAMARÓN NAILON EN LA UNIDAD DE PESQUERÍA SUR, MARZO-DICIEMBRE DE 2025.....	22
FIGURA 1.7. DISTRIBUCIÓN ANUAL DEL RENDIMIENTO DE LANGOSTINO COLORADO (A) Y LANGOSTINO AMARILLO (B) ENTRE LOS AÑOS 2018 Y 2025.....	23
FIGURA 1.8. EJEMPLO VISUAL DE LOS ESTADOS DE MADUREZ DE LOS HUEVOS PORTADOS POR HEMBRAS DEL LANGOSTINO AMARILLO.	24

FIGURA 1.9. PROPORCIÓN SEXUAL DE LANGOSTINO COLORADO (A), LANGOSTINO AMARILLO (B) Y CAMARÓN NAILON (C) EN LA UNIDAD DE PESQUERÍA SUR, DE MARZO-DICIEMBRE DE 2025.....	26
FIGURA 1.10. DISTRIBUCIONES DE LONGITUD POR SEXO DE LANGOSTINO COLORADO (A), LANGOSTINO AMARILLO (B) Y CAMARÓN NAILON (C), OBSERVADAS MENSUALMENTE DURANTE EL AÑO 2025	28
FIGURA 1.11. TALLA PROMEDIO (LC, MM) DE LANGOSTINO COLORADO Y LANGOSTINO AMARILLO POR SEXO, EN EL PERÍODO ENERO DE 2016 A DICIEMBRE 2025.....	29
FIGURA 1.12 DISTRIBUCIÓN DE FRECUENCIAS DE TALLAS POR SEXOS DE LANGOSTINO COLORADO (A), LANGOSTINO AMARILLO (B), Y CAMARÓN NAILON EN LA UPS DURANTE EL AÑO 2025.	30
FIGURA 1.13. COMPARACIÓN DE LAS TALLAS DE LANGOSTINO COLORADO EN LA UPS POR CALADEROS DE PESCA DURANTE EL AÑO 2025.....	31
FIGURA 1.14. COMPARACIÓN DE LAS TALLAS DE LANGOSTINO AMARILLO EN LA UPS POR CALADEROS DE PESCA DURANTE EL AÑO 2025.....	32
FIGURA 1.15. COMPARACIÓN DE LAS TALLAS DE CAMARÓN NAILON EN LA UPS POR CALADEROS DE PESCA DURANTE EL AÑO 2025.....	33
FIGURA 3.3.1. DISTRIBUCIÓN DE LAS OPERACIONES DE PESCA DE ARRASTRE REALIZADAS SOBRE LANGOSTINO COLORADO Y LANGOSTINO AMARILLO EN EL PERÍODO 2016-2025 (PUNTOS ROJOS), Y SU COMPARACIÓN CON LA HUELLA DE ARRASTRE HISTÓRICA SUGERIDA POR SUBSECRETARÍA DE PESCA Y ACUICULTURA PARA LA ZONA CENTRO-SUR (POLÍGONO AMARILLO) EN BASE A LA PESCA DE ARRASTRE DE MERLUZA COMÚN Y LANGOSTINOS.	53
FIGURA 3.3.2. CAMBIOS INTERANUALES EN LA COBERTURA DE LAS OPERACIONES DE PESCA DE ARRASTRE DE LANGOSTINO COLORADO Y LANGOSTINO AMARILLO EN LA UPS, AÑOS 2016 A 2025.	54
FIGURA 4.1. LONGITUDES MEDIAS OBTENIDAS DEL MODELO DE MEZCLA GAUSSIANO, ORDENADAS DE MENOR A MAYOR PARA MACHOS Y HEMBRAS DE LANGOSTINO COLORADO (A), Y MACHOS Y HEMBRAS DE LANGOSTINO AMARILLO (B). LAS LÍNEAS HORIZONTALES DE COLOR ROJO REPRESENTAN LA LONGITUD MEDIA DEL ANÁLISIS DE SEGMENTACIÓN, Y EL NÚMERO DE SEGMENTOS SE ASUME IGUAL AL NÚMERO DE GRUPOS DE EDAD.	65
FIGURA 5.5.1. DATOS DISPONIBLES PARA LA EVALUACIÓN DE CAMARÓN NAILON (1961:2024).	73
FIGURA 5.5.2. MORTALIDAD POR PESCA (Ft), RECLUTAMIENTO (Rt) Y BIOMASA REPRODUCTIVA (St) DE CAMARÓN NAILON (INTERVALOS DE CONFIANZA DEL 95%). PERÍODO 1961-2024.....	80
FIGURA 5.5.3. PATRÓN RETROSPECTIVO DE LOS RECLUTAMIENTOS, DE LA BIOMASA REPRODUCTIVA (DESOVANTE) Y DE LA MORTALIDAD POR PESCA DE CAMARÓN NAILON CON RESPECTIVO VALOR P DE MOHN.	81
FIGURA 5.5.4. DIAGRAMA DE FASES DE EXPLOTACIÓN DE CAMARÓN NAILON, CON PBR OBJETIVO.....	82
FIGURA 6.1. REUNIONES TÉCNICAS DE ANÁLISIS DE INDICADORES BIO-PESQUEROS DE LA PESQUERÍA DE LANGOSTINOS REALIZADAS DURANTE 2025.	93
FIGURA 6.2. EJEMPLO DE LA CONSULTA EN LÍNEA DEL DESEMPEÑO OPERACIONAL DE LA FLOTA, BOLETINES TÉCNICOS Y PRESENTACIONES REALIZADAS DURANTE EL AÑO 2025.	94

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 1.1. INDICADORES OPERACIONALES DE LA PESQUERÍA DE LANGOSTINO COLORADO, LANGOSTINO AMARILLO Y CAMARÓN NAILON, AÑO 2025.	17
TABLA 1.2. TALLA PROMEDIO DE LANGOSTINO COLORADO, LANGOSTINO AMARILLO Y CAMARÓN NAILON EN LAS CAPTURAS DE LA UPS, 2025.	27
TABLA 1.3. COEFICIENTES DEL MEJOR MODELO QUE DESCRIBE LA RELACIÓN LONGITUD PESO DE LANGOSTINO COLORADO Y AMARILLO. ESTIMADO POR MODELO LINEAL GENERALIZADO, FAMILIA GAMMA Y LOGARITMO NATURAL COMO FUNCIÓN ENLACE.	34
TABLA 1.4. PORCENTAJE DE HEMBRAS OVÍGERAS Y HEMBRAS MADURAS DE LANGOSTINO COLORADO Y AMARILLO, Y HEMBRAS PORTADORAS DE CAMARÓN NAILON UPS 2025.	35
TABLA 3.3.1. INDICADORES DE DESEMPEÑO ANUALES DE LAS OPERACIONES DE PESCA ORIENTADA A CRUSTÁCEOS DEMERSALES LANGOSTINO COLORADO, Y LANGOSTINO AMARILLO Y CAMARÓN NAILON EN LA ZONA CENTRO-SUR DE CHILE, RESPECTO DEL POLÍGONO HISTÓRICO DE HUELLA DE ARRASTRE DE SUBPESCA.	55
TABLA 4.4.1. TALLAS PROMEDIO ASOCIADAS A GRUPOS DE EDAD DE LANGOSTINO COLORADO Y LANGOSTINO AMARILLO, DURANTE EL AÑO 2025.....	65
TABLA 6.1. REUNIONES TÉCNICAS DE ANÁLISIS DE INDICADORES BIO-PESQUEROS DE LA PESQUERÍA DE LANGOSTINOS REALIZADAS DURANTE 2025	92

1. Indicadores operacionales de la pesquería de langostino colorado, langostino amarillo y camarón nailon en la unidad de pesquería sur, año 2025

María José Cuevas, Luis A. Cubillos

AUTORES

COLABORADORES:

Juan Antón Heredia

Blanca Bustos Cid
Germán Vásquez

Cuevas, M.J., & Cubillos, L.A. (2026). Capítulo 1: Indicadores operacionales de la pesquería de langostino colorado, langostino amarillo y camarón nailon en la unidad de pesquería sur, año 2025. En: Cubillos L.A. (Ed.), Desempeño operacional de indicadores biológico-pesqueros del langostino colorado y amarillo, y evaluación de stock año 2025. Universidad de Concepción, Informe Técnico EPOMAR 2026-01, p. 11-38.

RESUMEN

Se analizó el desempeño biológico-pesquero de la flota industrial de crustáceos demersales durante el año 2025, integrando información operativa (esfuerzo, capturas, rendimientos, profundidad y distribución espacial) y biológica (estructura de tallas, proporción sexual y condición reproductiva) para langostino colorado, langostino amarillo y camarón nailon. La actividad mostró una dinámica espacio-temporal marcada, con desplazamientos de la operación entre caladeros y tramos latitudinales a lo largo de la temporada; el esfuerzo se concentró en 2180 lances distribuidos en 17 caladeros entre Valparaíso y Biobío, con predominio de lances orientados al langostino colorado y una fracción relevante de capturas mixtas con langostino amarillo. Se observó segregación batimétrica entre recursos, operando los langostinos a menores profundidades relativas y el camarón nailon a mayores profundidades, lo cual es consistente con estrategias operacionales diferenciadas según el objetivo de pesca.

A escala mensual, las capturas de langostino colorado y langostino amarillo presentaron máximos en distintos momentos del año (mayo y octubre, respectivamente), mientras que el camarón nailon incrementó su contribución en meses con orientación dirigida, especialmente hacia fin de año. Espacialmente, la composición por caladero mantuvo un patrón consistente: predominio relativo de langostino colorado en Iloca, Carranza y Los Maquis; mayor participación de langostino amarillo en Papudo, Quintero e Isla Santa María; y mayor presencia de camarón nailon en Topocalma, Pichilemu y Chanco. Los rendimientos del langostino colorado se mantuvieron elevados en 2025 (promedio anual de 1449 kg/ha), con un patrón estacional caracterizado por valores altos al inicio de la temporada, disminución hacia junio-julio y repunte hacia fin de año; el langostino amarillo mostró estabilidad relativa en la serie reciente, mientras que el camarón nailon concentró sus mayores rendimientos en los meses en que constituyó el objetivo principal de la flota.

Los indicadores biológicos evidenciaron variación mensual en tallas y proporciones sexuales, destacando en langostino colorado una estructura de tallas amplia, con tallas medias altas al inicio de la temporada, un descenso en otoño y una recuperación hacia invierno-primavera; en términos de la serie reciente, los tamaños observados son coherentes con el patrón reportado desde 2022, con tallas medias mensuales superiores a 34 mm LC (Cubillos y Cuevas, 2023, 2024). En el componente reproductivo, la presencia y estacionalidad de hembras ovígeras en langostino colorado y langostino amarillo fueron consistentes con el comportamiento esperado, considerando, además, la menor cobertura de muestreo en meses puntuales para langostino amarillo.

En conjunto, los resultados operacionales y biológicos de 2025 describen un desempeño sólido de la pesquería, con señales biológico-pesqueras favorables y coherentes con prácticas operacionales que han permitido mantener condiciones biológicas compatibles con una explotación responsable, lo que refuerza la importancia de sostener y fortalecer el monitoreo estandarizado para apoyar la gestión y la toma de decisiones del sector.

INTRODUCCION

El objetivo de este estudio es describir y evaluar los cambios observados en los indicadores biológico-pesqueros de las pesquerías de langostino colorado, langostino amarillo y camarón nailon durante el año 2025, a través de la actividad pesquera ejercida por la flota de arrastre de CrustaSur SpA en la Unidad de Pesquería Sur (UPS). La UPS está comprendida entre el límite norte de la Región de Valparaíso y el límite sur de la Región del Biobío. Para ello, se analiza la distribución espacial y temporal del esfuerzo de pesca mediante el procesamiento y análisis de bitácoras de pesca. Se identifican los caladeros de pesca visitados, las capturas y rendimientos de pesca (captura por lance y por hora de arrastre) y el esfuerzo de pesca ejercido en horas de arrastre. Los indicadores biológicos que se analizan son la proporción sexual, el tamaño promedio del cefalotórax, y la composición por tallas de hembras y machos, la relación longitud-peso y la fracción de hembras ovígeras.

ACTIVIDAD PESQUERA

Caladeros de pesca

Las operaciones de pesca realizadas durante 2025 abarcaron caladeros distribuidos a lo largo de las regiones de Valparaíso, O'Higgins, Maule, Ñuble y Biobío. Entre los principales, de norte a sur, destacan Papudo, Quintero, Algarrobo, Punta Toro, Topocalma, Pichilemu, Iloca, Carranza, Chanco, Achira, Itata, San Vicente e Isla Santa María (**Figura 1.1**).

Se efectuaron 2180 lances de pesca, principalmente orientados al langostino colorado. En el 41% de los lances se registró captura exclusiva de este recurso y, en el 28%, captura conjunta con langostino amarillo. Por su parte, el camarón nailon se capturó de forma exclusiva en el 21% de los lances, mientras que el langostino amarillo se obtuvo de manera individual en el 9%. En el 1% restante se observó una captura mixta de los tres recursos.

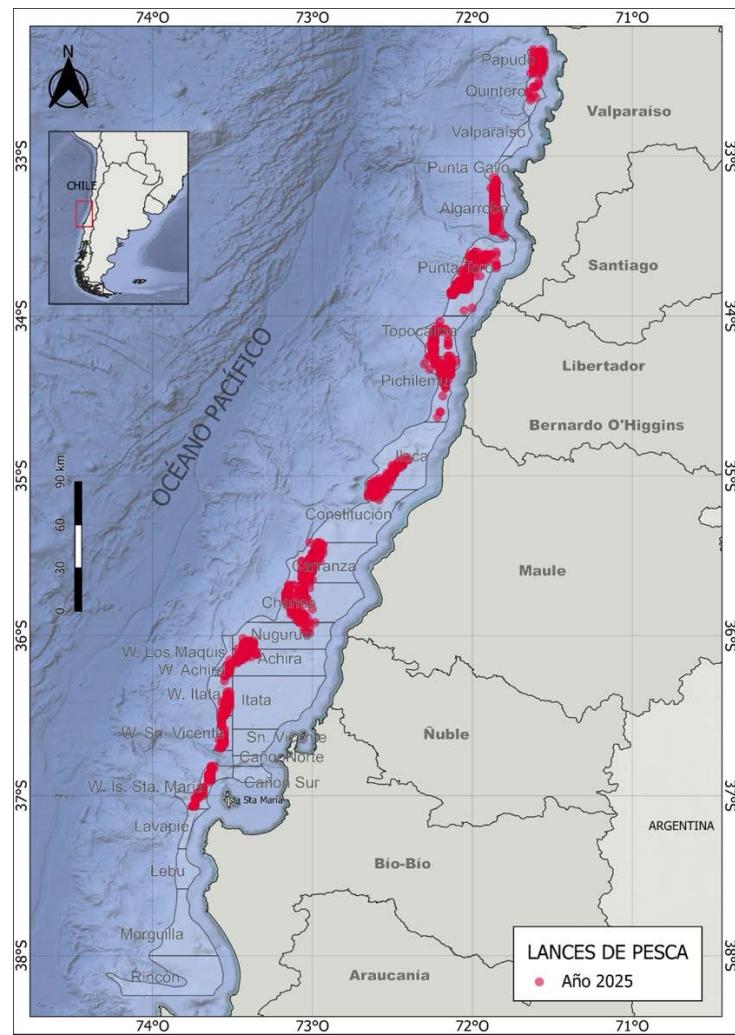


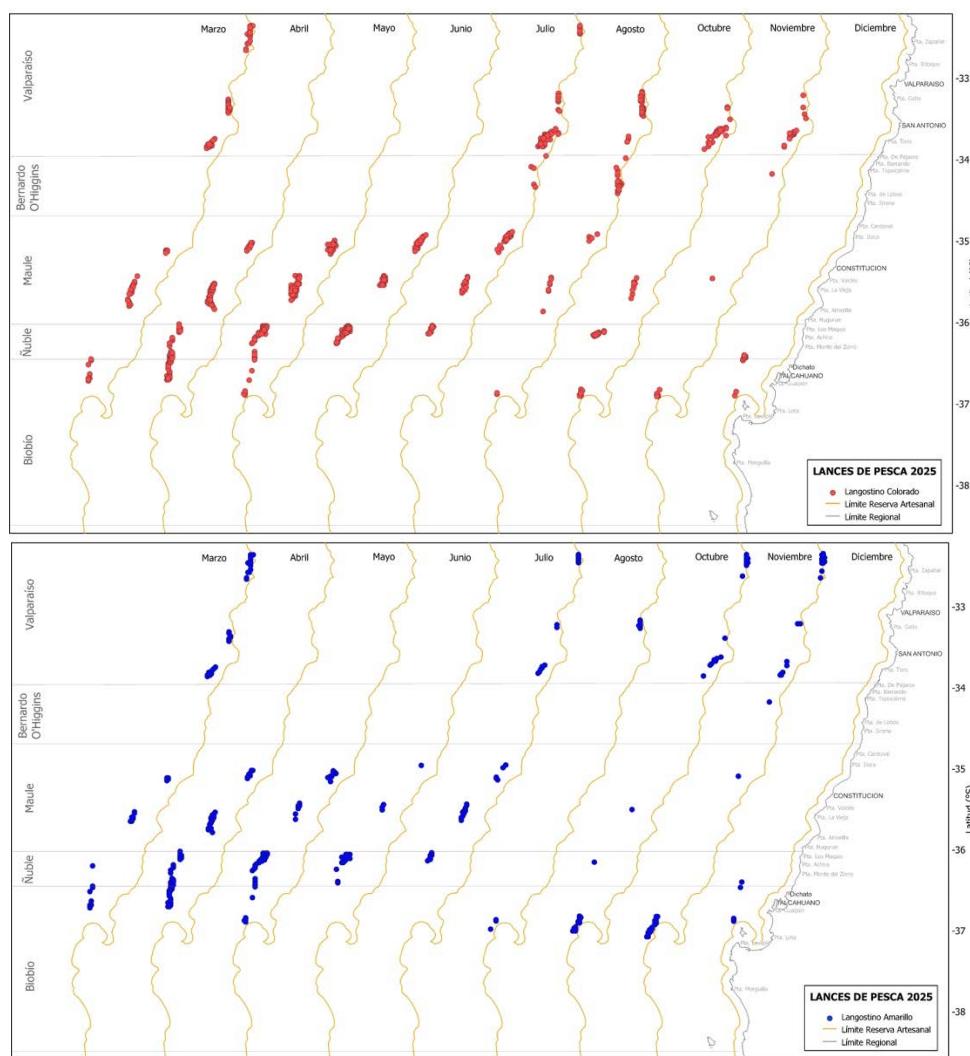
Figura 1.1. Distribución de los lances de pesca y caladeros de pesca visitados durante el año 2025.

La operación pesquera se inició en el tramo comprendido entre las regiones de Valparaíso y Biobío, principalmente en los caladeros de Algarrobo, Punta Toro, Iloca, Carranza y San Vicente. Posteriormente, entre abril y mayo, la actividad se contrajo y se focalizó en las regiones de Maule y Biobío, con mayor presencia en Carranza, Los Maquis, Achira, Itata y San Vicente. En junio, la operación se desplazó hacia el tramo Maule-Ñuble. Entre julio y noviembre, la actividad volvió a concentrarse en el sector norte del área de operación, entre Valparaíso y la región de Ñuble, registrándose los mayores rendimientos en agosto en los caladeros de Papudo y Algarrobo. Finalmente, en diciembre la operación se limitó al tramo entre Ñuble y Biobío (**Figura 1.2**).

Las profundidades de captura del langostino colorado y del langostino amarillo variaron significativamente entre los meses del año ($p<0.05$), aunque no entre las especies de langostinos, ya que ambos recursos fueron capturados mayoritariamente de manera conjunta, a una profundidad media de 191 metros. El langostino amarillo se capturó de forma exclusiva a una media de 169 metros, mientras que el langostino colorado a 174 metros. En

contraste, hubo una diferencia significativa en la captura del camarón nailon, el cual se pescó a una profundidad media de 296 metros.

Las variaciones mensuales en la profundidad de captura se explican principalmente por el desplazamiento espacial de la operación a lo largo del año, el cual responde al recurso objetivo de la pesquería y, en consecuencia, a la selección de caladeros con distintos rangos batimétricos. En este sentido, los caladeros presentaron diferencias marcadas en la profundidad de captura ($p<0,05$). Considerando como indicador de capturas profundas el percentil 90 de la profundidad, los mayores valores se registraron en Chanco (335 m), Topocalma (326 m) y Pichilemu (313 m). En contraste, las capturas más someras caracterizadas por menores profundidades típicas se observaron en Punta Toro (149 m) e Iloca (152 m), seguidas por isla Santa María, Achira (mediana: 158 m) y Nugurue (166 m).



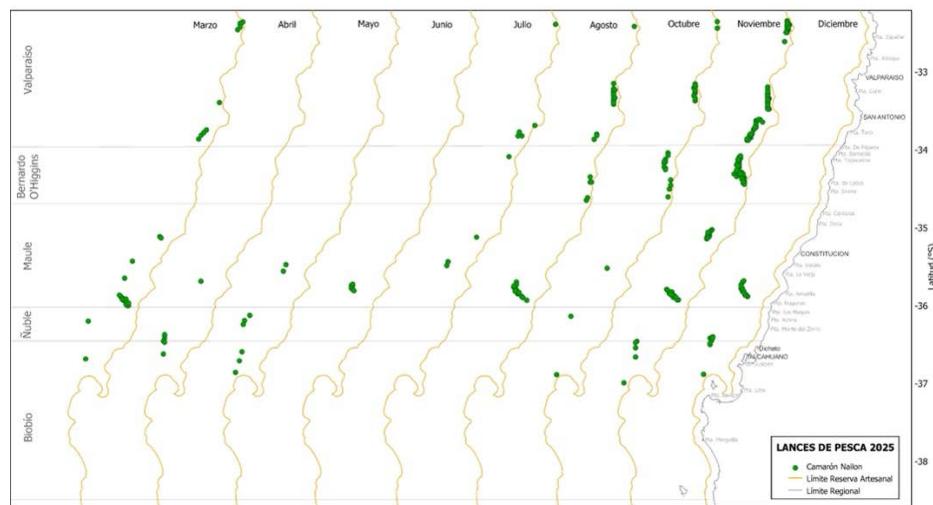


Figura 1.2. Distribución mensual de los lances de pesca orientados a langostino colorado (rojo), langostino amarillo (azul) y camarón nailon (verde) en la unidad de pesquería sur durante marzo-diciembre de 2025.

Captura, esfuerzo y rendimiento de pesca

Las capturas mensuales de langostino colorado variaron entre 39 y 806 toneladas, con los mayores volúmenes en mayo y los menores en diciembre (**Tabla 1.1**). Para el langostino amarillo, las capturas más altas se registraron en octubre, con 345 toneladas, mientras que las más bajas ocurrieron en junio, con 5 toneladas (**Tabla 1.1**). En el caso del camarón nailon, las capturas fluctuaron a lo largo del año, desde 128 kg en mayo y 315 kg en julio, meses en los que el recurso se registró principalmente como fauna acompañante de los langostinos, a 30 t en marzo, 41 t en agosto, 76 t en diciembre y 306 t en noviembre, meses en los que formó parte de la captura objetivo de la flota (**Tabla 1.1**). En total, las bitácoras de pesca reportaron 4683 toneladas de langostino colorado, 888 toneladas de langostino amarillo y 490 toneladas de camarón nailon.

De acuerdo con la distribución por caladero mostrada en la **Figura 1.3**, la composición específica de las capturas evidenció un patrón espacial claro. El langostino colorado predominó en los caladeros de Iloca, Carranza y Los Maquis, mientras que el langostino amarillo fue relativamente más dominante en Papudo, Quintero e Isla Santa María. Por su parte, el camarón nailon concentró la mayor proporción de las capturas en Topocalma, Pichilemu y Chanco, donde se observa su predominancia respecto de los langostinos.

Tabla 1.1. Indicadores operacionales de la pesquería de langostino colorado, langostino amarillo y camarón nailon, año 2025.

Especie	Mes	Número de lances (n)	Captura (kg)	Captura por lance (kg/n)	Hora de arrastre (ha)	Rendimiento (kg/ha)	Prof. promedio de fondo (m)
L. colorado	Marzo	178	492941	2769	232	2117	220
	Abril	267	805486	3016	365	2202	210
	Mayo	256	806247	3149	519	1552	176
	Junio	205	722214	3523	459	1571	162
	Julio	221	787820	3564	507	1552	159
	Agosto	179	631958	3530	294	2148	192
	Octubre	143	333252	2330	282	1179	145
	Noviembre	37	64172	1734	50	1272	157
	Diciembre	19	39262	2066	9	4252	220
L. amarillo	Marzo	124	102458	826	171	596	224
	Abril	200	89582	447	272	328	215
	Mayo	139	56532	406	281	200	166
	Junio	47	5796	123	104	55	156
	Julio	77	114631	1488	164	694	179
	Agosto	19	22212	1169	33	663	193
	Octubre	126	345378	2741	281	1224	157
	Noviembre	84	142423	1695	149	951	169
	Diciembre	7	9026	1289	4	1906	180
Camarón	Marzo	44	30867	701	87	354	301
	Abril	7	1048	149	6	152	222
	Mayo	8	128	16	13	9	187
	Junio	8	18080	2260	19	932	315
	Julio	11	315	28	22	13	178
	Agosto	47	41462	882	123	336	278
	Octubre	33	15833	479	65	242	247
	Noviembre	292	306180	1048	590	518	290
	Diciembre	47	76354	1624	85	888	304

*Nota: el número de lances no es exclusivo de cada especie debido a la captura conjunta.

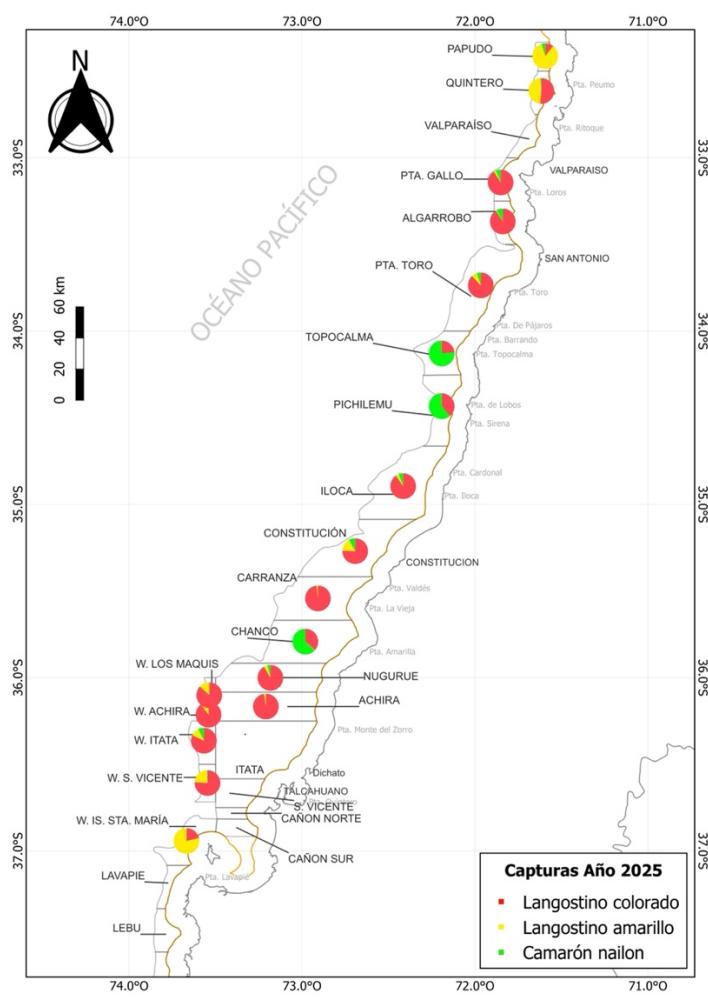


Figura 1.3. Distribución espacial de la composición de las capturas por caladero durante el año 2025.

El esfuerzo de pesca varió significativamente entre meses y especies ($p<0.05$). Para el langostino colorado, la duración promedio de los lances fue de 1 hora y 49 minutos. Este tiempo aumentó progresivamente desde marzo (1 hora y 18 minutos) hasta alcanzar 2 horas y 18 minutos en julio, disminuyendo luego hasta 29 minutos en diciembre. En el caso del langostino amarillo, la duración promedio fue de 1 hora y 47 minutos, mostrando fluctuaciones mensuales similares a las del langostino colorado, debido al elevado porcentaje de capturas mixtas entre ambas especies (Figura 1.4A). Por otro lado, los lances dirigidos al camarón nailon fueron más largos, con una duración promedio de 2 horas y 2 minutos (Figura 1.4A).

En cuanto al rendimiento de pesca, la captura por lance de langostino colorado varió entre 1734 y 3564 kg por lance, mientras que el rendimiento de pesca osciló entre 1179 y 4252 kg/ha. La temporada comenzó con altos rendimientos, que disminuyeron hacia junio y julio, para luego aumentar, alcanzando un máximo en diciembre con un valor medio de 4200 kg/ha (Tabla 1.1, Figura 1.4B). En el caso del langostino amarillo, la temporada comenzó con altos rendimientos (761 kg/ha), que disminuyeron en junio, mes en el que se registró el valor

más bajo (70 kg/ha). Después de la veda en agosto, los rendimientos aumentaron, alcanzando 1338 y 2005 kg/ha en octubre y diciembre, respectivamente. En el camarón nailon, los rendimientos fluctuaron entre valores medios de 9 y 888 kg/ha, destacando en noviembre y diciembre, meses en los que fue el objetivo principal de la pesca (**Figura 1.4B**).

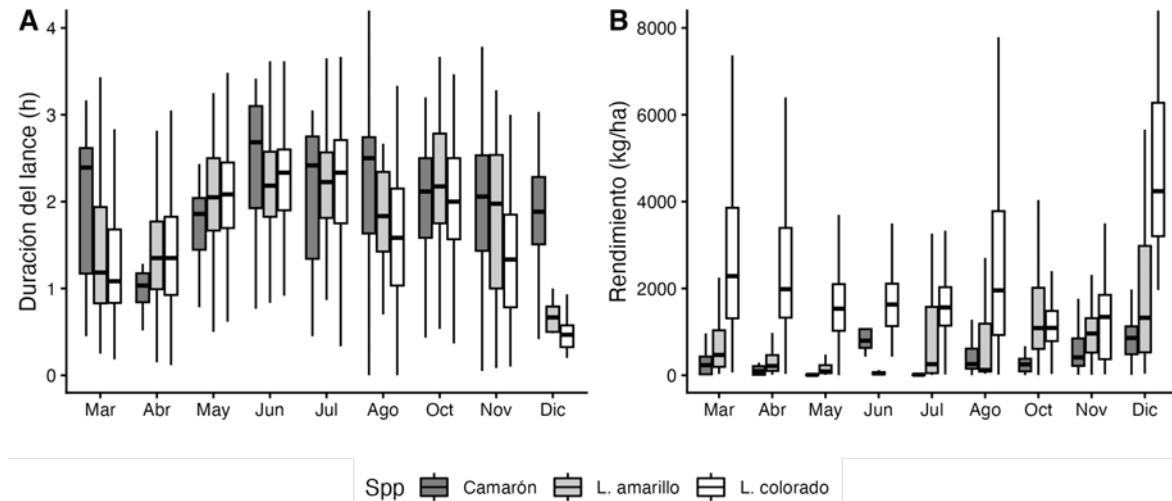


Figura 1.4. Distribución mensual del tiempo de arrastre (horas) (A) y rendimiento (kg/hora de arrastre) (B), de langostino colorado, langostino amarillo y camarón nailon, año 2025.

La operación pesquera del año 2025 abarcó 17 caladeros, siendo los más frecuentados Punta de Toro (13% de los lances), Carranza (12%) y Achira (11%). En el caso del langostino colorado, los caladeros más productivos se concentraron en el sector centro-sur del área de operación, destacando San Vicente, Itata y Constitución, donde se observan distribuciones desplazadas hacia valores más altos. Para el langostino amarillo, los mayores rendimientos se registraron principalmente en la Isla Santa María, en San Vicente y en Papudo, evidenciando una mayor proporción de lances con capturas elevadas respecto de otros caladeros. En cuanto al camarón nailon, los caladeros con mejor desempeño relativo correspondieron a Chanco y Topocalma, que presentan rendimientos superiores al resto y una mayor dispersión en la magnitud de las capturas. (**Figuras 1.5 y 1.6**).

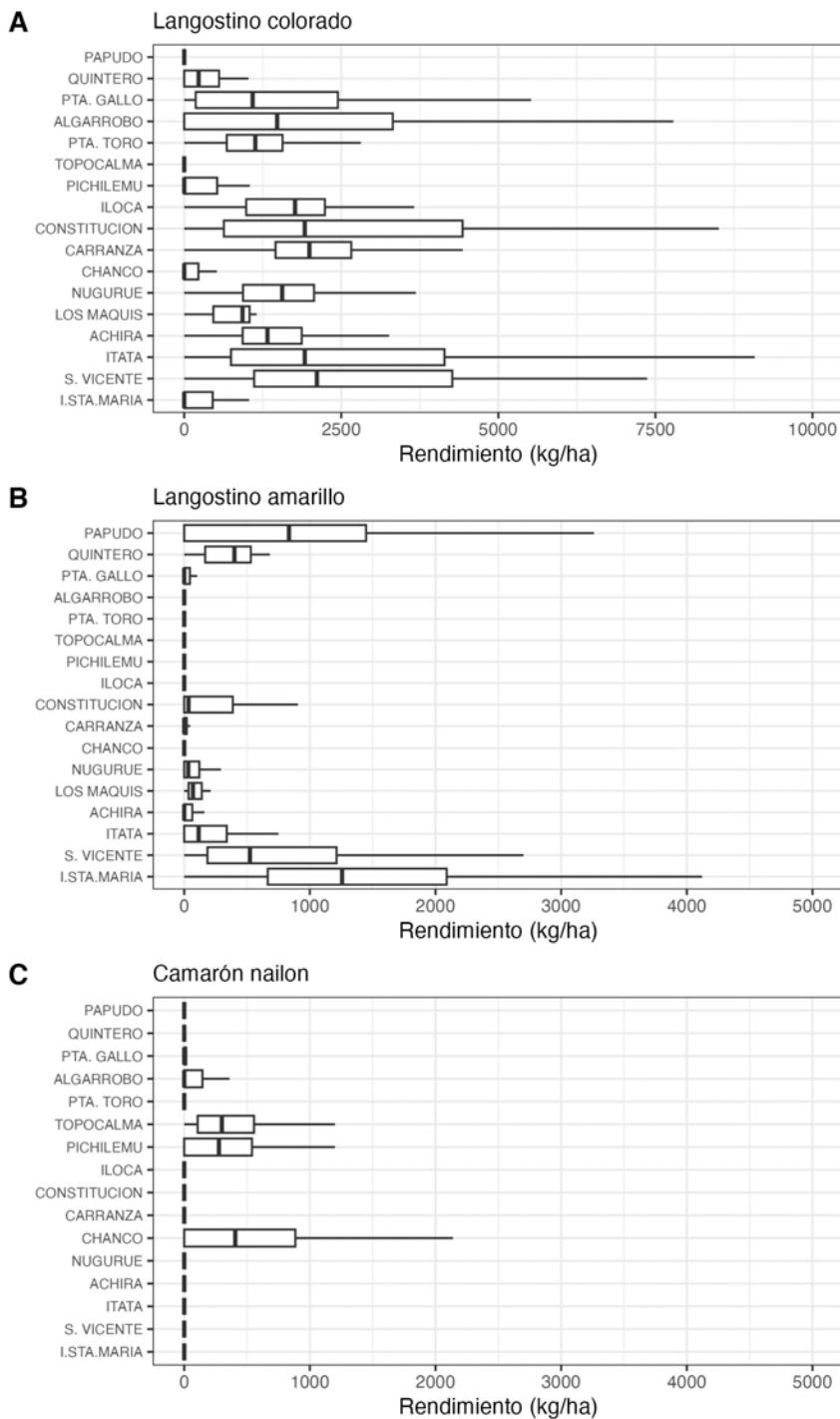


Figura 1.5. Rendimiento de pesca (captura por hora de arrastre) anual de langostino colorado (A), langostino amarillo (B) y camarón nailon (C), en los caladeros visitados de la unidad de pesquería sur, marzo-diciembre de 2025.

En términos de distribución espacial del rendimiento de pesca del langostino colorado, en marzo la operación se concentró principalmente en los caladeros de San Vicente, Constitución y Punta Toro, donde se registraron rendimientos superiores a 7.200 kg/ha. Entre abril y junio, la actividad se contrajo al tramo comprendido entre las regiones de Maule y Biobío, periodo en el que destacó Achira con los mayores rendimientos. Posteriormente, entre julio y noviembre, la operación se expandió hacia la región de Valparaíso; sin embargo, en estos meses los rendimientos disminuyeron en general a valores cercanos a 3.500 kg/ha, sobresaliendo Algarrobo en agosto. Finalmente, en diciembre la captura volvió a concentrarse en la zona sur, destacando el caladero de la Isla Santa María, con rendimientos entre 5.000 y 7.800 kg/ha. (**Figura 1.6**).

El langostino amarillo ha sido capturado junto con el langostino colorado, por lo que se mantiene igual el patrón de distribución de la captura mensual; sin embargo, destacan los meses de marzo, julio, agosto y octubre, con los mayores rendimientos de 7200 kg/ha en los caladeros de la Islas Santa María, de Papudo y de San Vicente (**Figura 1.6**).

En cuanto al camarón nailon, este formó parte de la pesca objetivo únicamente en marzo, noviembre y diciembre, destacándose en los caladeros de Chanco, Pichilemu y Topocalma con rendimientos entre 100 y 1000 kg/ha (**Figuras 1.4, 1.5, y 1.6**).

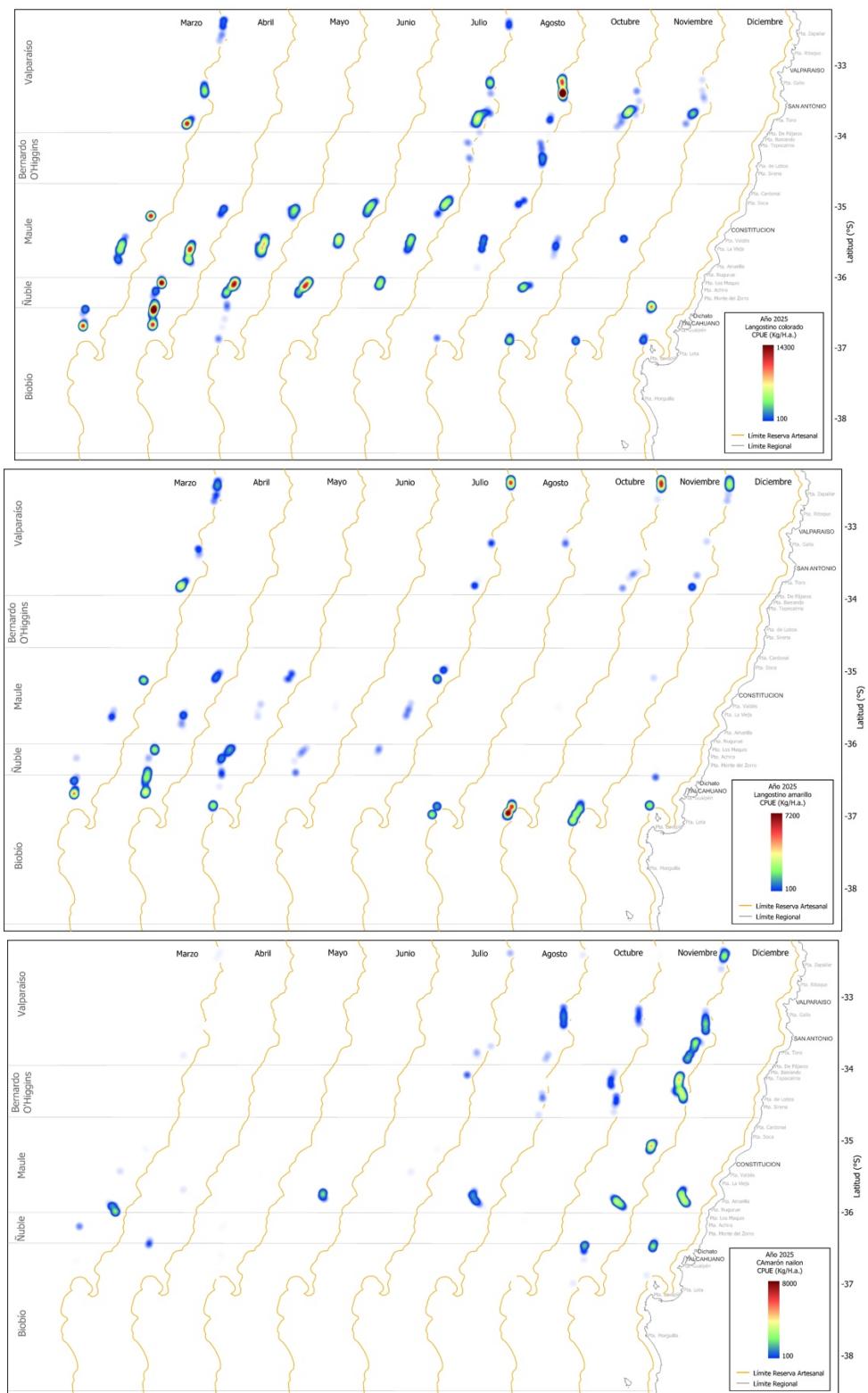


Figura 1.6. Distribución mensual del rendimiento de pesca (captura por hora de arrastre) de langostino colorado, langostino amarillo y camarón nailon en la unidad de pesquería sur, marzo-diciembre de 2025.

El rendimiento medio de pesca de langostino colorado en 2025 fue de 1449 kg/ha, con una dispersión hacia valores cercanos a los 17000 kg/ha. Desde 2021, se ha observado una tendencia al alza en los rendimientos, acompañada por una mayor dispersión hacia valores superiores a los 10000 kg/ha. Aunque el rendimiento promedio en 2025 es menor con respecto al registrado en 2023, de 1814 kg/ha (aunque aumentó en relación con el año 2024), sigue siendo superior a los 1000 kg/ha, una cifra que se ha mantenido constante desde 2020. En cuanto al langostino amarillo, entre los años 2018 y 2025, el rendimiento se ha mantenido relativamente estable y limitado, con valores que se concentran bajo los 5000 kg/ha. El año 2024 alcanza un promedio de 256 kg/ha, similar a lo observado desde el año 2022, pero manteniendo una mayor dispersión de rendimientos entre 2500 y 7500 kg/ha (**Figura 1.7**).

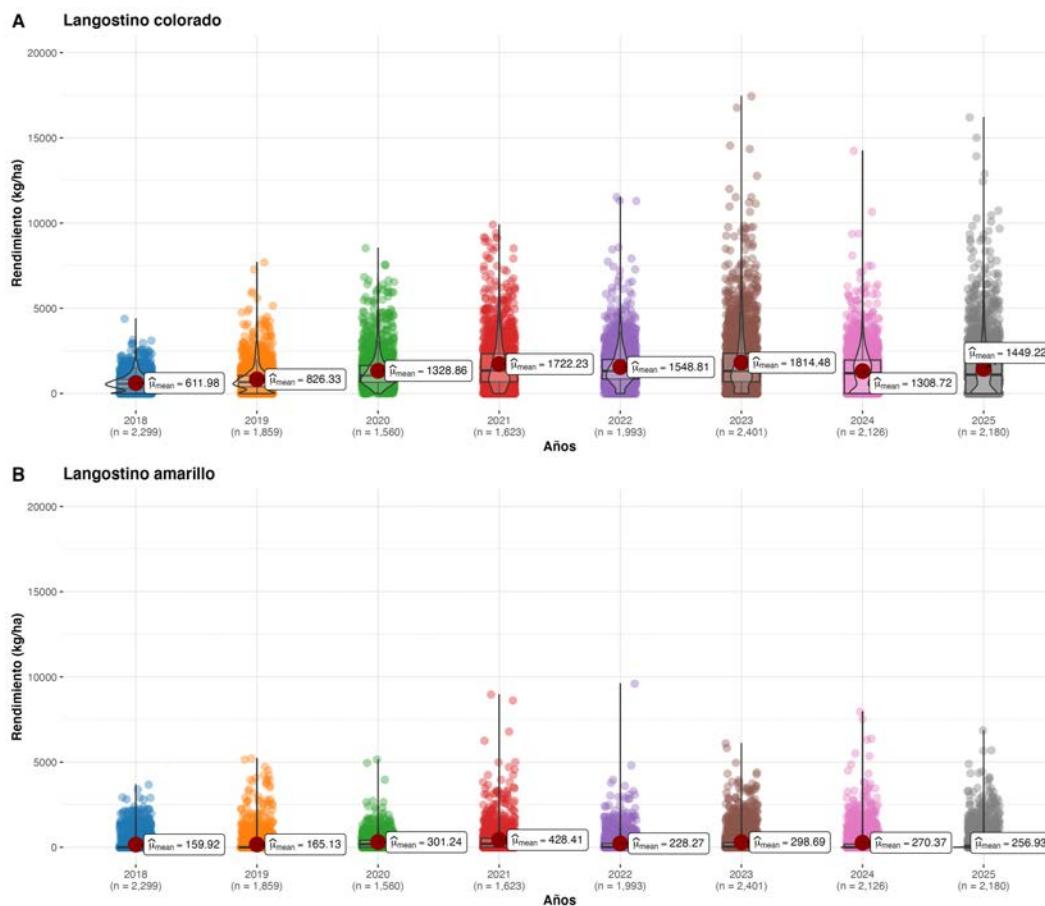


Figura 1.7. Distribución anual del rendimiento de Langostino colorado (A) y Langostino amarillo (B) entre los años 2018 y 2025.

INDICADORES BIOLÓGICOS

Los indicadores biológicos incluyen la talla promedio de machos y hembras, la proporción sexual, la estructura de tallas, el estado de madurez de las hembras ovígeras y la proporción de hembras ovígeras. Los datos fueron obtenidos a partir de muestreos aleatorios diarios de ejemplares capturados en zonas de pesca visitadas por la flota. El tamaño mínimo de muestra fue de 300 ejemplares, a los que se les midió la longitud del cefalotórax (LC) utilizando un pie de metro (0,01 mm de precisión). Los ejemplares, además, fueron pesados (0,01 gramos), indicándose si eran ejemplares completos o incompletos. Se determinó el sexo y, en el caso de las hembras, se registraron las hembras portadoras de huevos (ovígeras) y el estado de madurez de los huevos según la escala de 4 puntos de Palma y Arana (1997) (**Figura 1.8**).



Figura 1.8. Ejemplo visual de los estados de madurez de los huevos portados por hembras del langostino amarillo.

Proporción sexual y talla promedio

En 2025, la composición sexual del langostino colorado presentó un predominio de hembras y una marcada variación mensual. La prueba χ^2 de independencia de Pearson evidenció una asociación significativa entre el mes y el sexo (**Figura 1.9**).

En el caso del langostino amarillo, la proporción sexual fue favorable a los machos, y existió una relación significativa entre los meses de captura y el sexo (prueba de independencia ² de Pearson significativa, $p<0.001$). Al inicio de la temporada de pesca predominaban los machos, pero en julio predominaron las hembras. En octubre-noviembre, los machos volvieron a ser mayoritarios. Sin embargo, en diciembre la proporción de hembras aumentó al 54% (**Figura 1.10**).

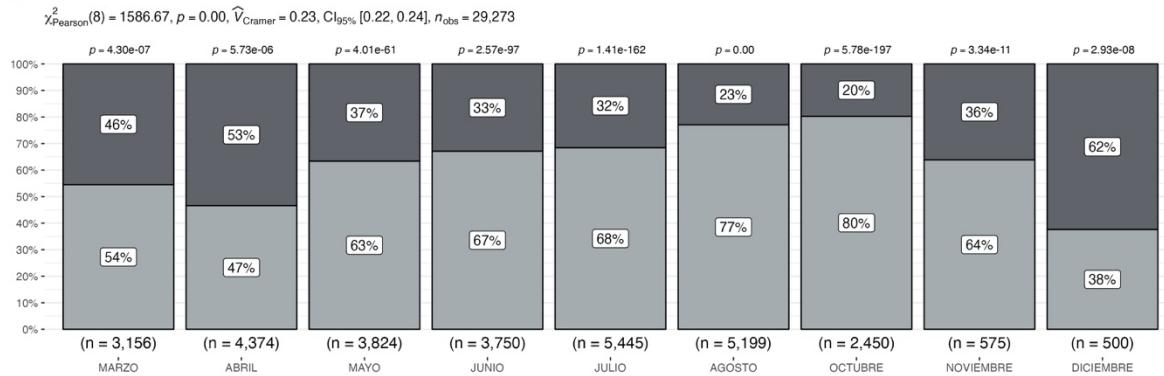
Durante 2025, se capturaron ejemplares con tallas que oscilaron entre 21 y 47 mm LC, siendo los meses de marzo y agosto los que presentaron el mayor rango de tallas (**Tabla**

1.2 y Figura 1.10). Los cambios mensuales en la composición de tallas de machos y hembras mostraron diferencias significativas entre los meses (Kruskal-Wallis, $p < 0.05$).

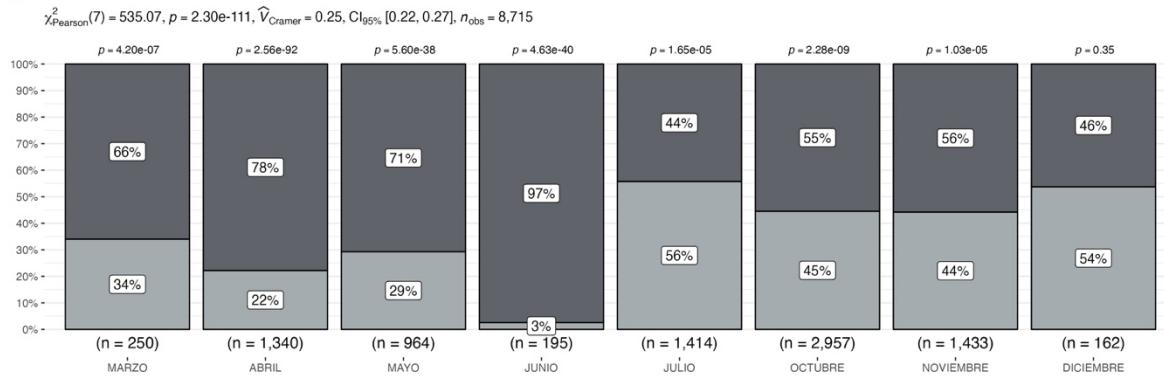
En langostino colorado, la temporada 2025 se inició con tallas medias altas y similares entre sexos (38,1 mm LC en hembras y 38,0 mm LC en machos en marzo). Posteriormente, entre abril y junio se observó una disminución de la talla media, con valores en hembras entre 34,6 y 35,3 mm LC y en machos entre 36,7 y 37,3 mm LC. A partir de julio, las tallas medias aumentaron nuevamente, alcanzando en general valores entre 36,0 y 37,8 mm LC en hembras y 37,2 y 38,5 mm LC en machos, con un máximo en noviembre. Finalmente, en diciembre se registró una disminución de la talla media en ambos sexos (35,5 mm LC en hembras y 35,4 mm LC en machos). En términos generales, los machos presentaron tallas promedio mayores que las hembras durante la mayor parte del período, y el rango de tallas observado se mantuvo amplio en todos los meses (**Figura 1.10**).

En langostino amarillo, se detectaron diferencias significativas en la distribución de tallas entre meses de captura (prueba de Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). Los machos presentaron consistentemente tallas medias superiores a las de las hembras, iniciando la temporada con promedios cercanos a 40 mm LC y manteniéndose durante el año en torno a 39-41 mm LC, con un incremento marcado hacia diciembre (**Tabla 1.2; Figura 1.10**). En contraste, las hembras registraron tallas medias menores, con valores cercanos a 33 mm LC en marzo, una disminución en abril y fluctuaciones posteriores alrededor de 32-35 mm LC según el mes (**Tabla 1.2**). Adicionalmente, los meses de octubre y noviembre exhibieron la mayor amplitud de tallas (rango más amplio y mayor dispersión), lo que sugiere una mayor heterogeneidad en la composición de tamaños durante el período primaveral (**Tabla 1.2; Figura 1.10**). En camarón nailon, al igual que en los otros recursos, se observaron diferencias significativas en la distribución de tallas entre meses (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). Las hembras presentaron tallas medias relativamente estables, fluctuando principalmente entre 27 y 30 mm LC a lo largo del año, con valores ligeramente mayores hacia octubre-noviembre (**Tabla 1.2; Figura 1.10**). En el caso de los machos, las tallas medias fueron, en general, menores y presentaron mayor variabilidad, oscilando aproximadamente entre 24 y 29 mm LC; se observaron mínimos relativos en agosto y un incremento hacia fin de año (**Tabla 1.2; Figura 1.10**)

A L.Colorado



B L.Amarillo



C Camarón nailon

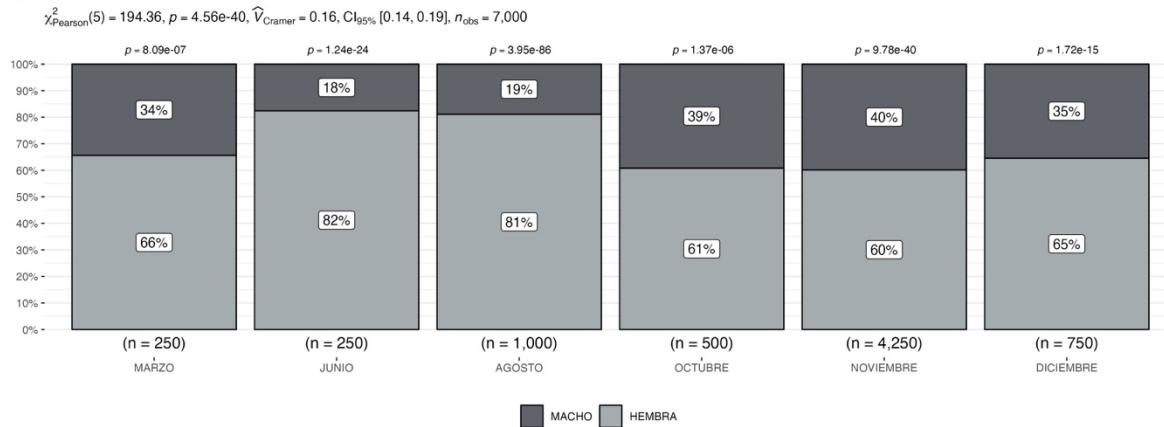
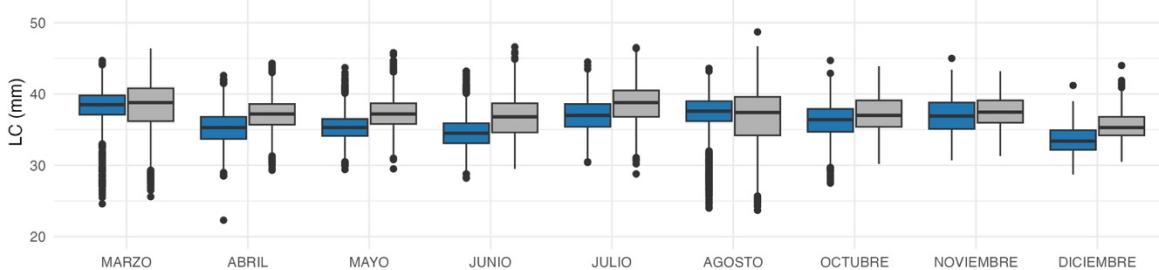


Figura 1.9. Proporción sexual de langostino colorado (A), langostino amarillo (B) y camarón nailon (C) en la unidad de pesquería sur, de marzo-diciembre de 2025.

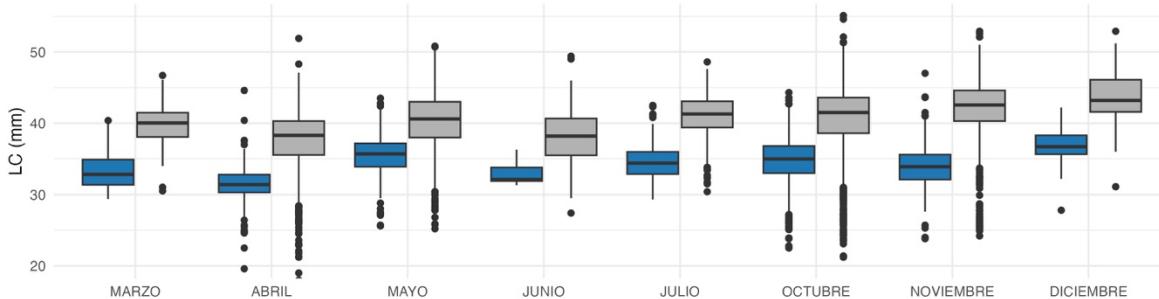
Tabla 1.2. Talla promedio de langostino colorado, langostino amarillo y camarón nailon en las capturas de la UPS, 2025.

Especie	Mes	Sexo	n	LC (mm)	DE (mm)	Mín (mm)	Máx (mm)
<i>L. colorado</i>	Marzo	Hembra	1720	38,1	2,63	24,6	44,7
		Macho	1436	38,0	4,03	25,6	46,4
	Abril	Hembra	2037	35,2	2,33	22,3	42,6
		Macho	2337	37,0	2,36	29,3	44,3
	Mayo	Hembra	2422	35,3	1,91	29,4	43,7
		Macho	1402	37,3	2,31	29,5	45,8
	Junio	Hembra	2516	34,6	2,19	28,2	43,2
		Macho	1234	36,7	2,92	29,5	46,6
	Julio	Hembra	3725	36,9	2,19	30,4	44,5
		Macho	1720	38,5	2,80	28,8	46,5
	Agosto	Hembra	3450	37,3	2,31	20,6	45,6
		Macho	2354	38,2	2,98	24,7	46,7
<i>L. amarillo</i>	Octubre	Hembra	3432	36,0	2,36	28,6	43,9
		Macho	970	37,2	2,93	28,1	46,1
	Noviembre	Hembra	1693	37,8	1,47	32,8	42,6
		Macho	379	38,5	2,24	25,5	44,6
	Diciembre	Hembra	342	35,5	2,68	29,6	43,9
		Macho	823	35,4	2,47	29,1	43,2
	Marzo	Hembra	85	33,3	2,61	29,3	40,3
		Macho	165	39,7	2,82	30,5	46,7
	Abril	Hembra	297	31,4	2,58	19,6	44,6
		Macho	1043	37,4	4,38	17,7	51,9
	Mayo	Hembra	282	35,4	2,84	25,6	43,5
		Macho	682	40,2	4,43	25,2	50,8
<i>C. nailon</i>	Junio	Hembra	5	33,0	2,02	31,3	36,3
		Macho	190	37,9	3,91	27,4	49,4
	Julio	Hembra	788	34,4	2,19	29,3	42,5
		Macho	626	40,9	3,00	30,4	48,6
	Octubre	Hembra	624	32,5	3,11	23,0	44,1
		Macho	1168	40,5	4,80	21,7	54,2
	Noviembre	Hembra	851	32,6	3,58	20,3	43,9
		Macho	649	39,2	5,79	22,6	53,3
	Diciembre	Hembra	405	32,7	4,15	21,2	42,7
		Macho	317	43,3	5,44	20,2	54,2
	Marzo	Hembra	164	29,7	2,33	24,8	35,6
		Macho	86	29,4	1,39	26,5	32,6
	Junio	Hembra	206	27,3	2,15	23,0	34,9
		Macho	44	25,4	2,13	22,5	34,0
	Agosto	Hembra	811	27,5	3,58	16,6	36,4
		Macho	189	24,3	4,11	15,4	39,0
	Octubre	Hembra	304	29,0	2,75	23,5	37,7
		Macho	196	27,1	2,78	20,4	35,7
	Noviembre	Hembra	2555	29,8	2,49	19,9	37,1
		Macho	1695	27,5	3,06	16,2	36,3
	Diciembre	Hembra	484	29,6	2,64	23,1	35,6
		Macho	266	28,2	1,71	24,7	32,9

A Langostino colorado: Distribución de tallas por mes y sexo



B Langostino amarillo: Distribución de tallas por mes y sexo



C Camarón nailon: Distribución de tallas por mes y sexo

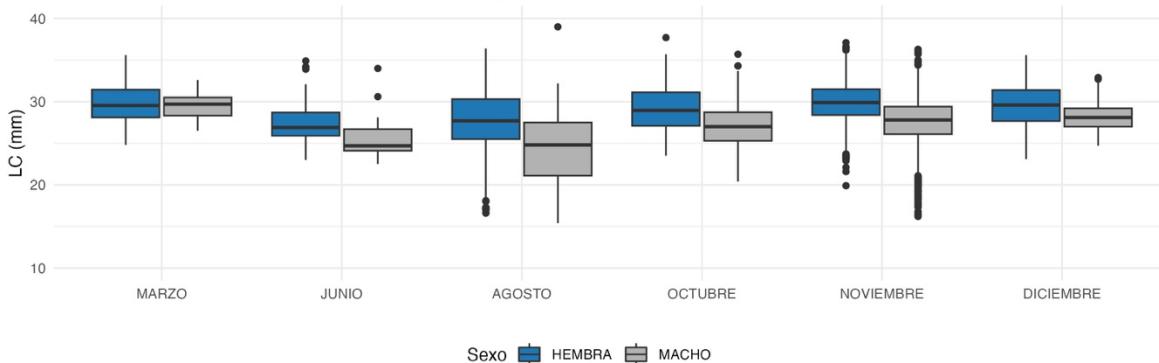


Figura 1.10. Distribuciones de longitud por sexo de langostino colorado (A), langostino amarillo (B) y camarón nailon (C), observadas mensualmente durante el año 2025.

Al analizar la tendencia histórica de las tallas medias en las capturas de langostino colorado, se aprecia un cambio hacia tamaños mayores en los últimos años: desde 2022 se han mantenido mayoritariamente por encima de 34 mm LC, y a partir de mayo de 2025 se observan valores superiores a 36 mm LC, lo cual es coherente con la tendencia ascendente mostrada en la serie (**Figura 1.11**).

En langostino amarillo, en contraste, las tallas medias no evidencian una tendencia marcada en el periodo analizado, sino que fluctúan alrededor de un nivel relativamente estable a largo plazo, con valores típicos cercanos a 40 mm LC en machos y 33 mm LC en hembras (**Figura 1.11**).

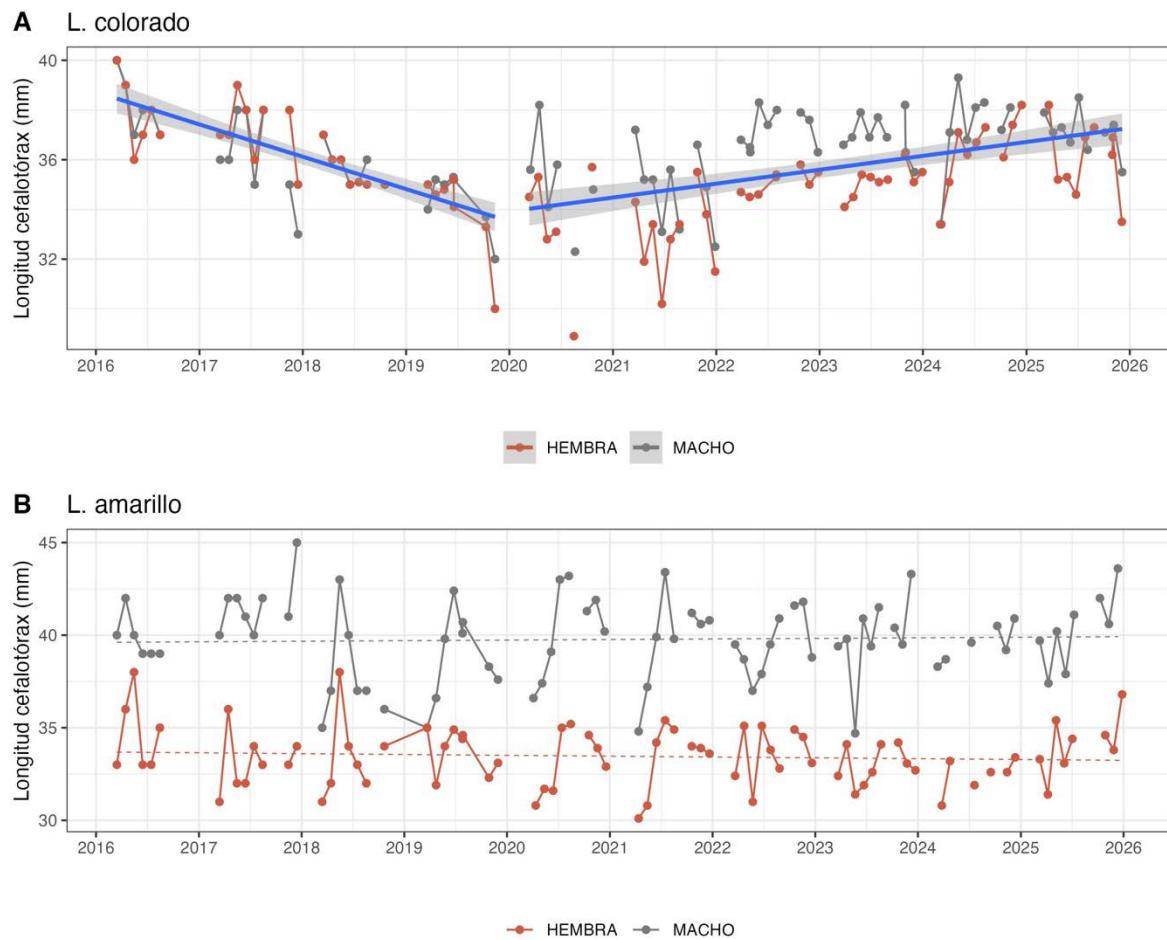


Figura 1.11. Talla promedio (LC, mm) de langostino colorado y langostino amarillo por sexo, en el periodo enero de 2016 a diciembre 2025.

Composición por tallas

La composición de tallas por sexos del langostino colorado, langostino amarillo y camarón nailon reveló diferencias significativas entre sexos (prueba t-Student, $p < 0.05$). En langostino colorado y langostino amarillo, los machos presentaron tallas medias superiores a las hembras. En langostino colorado, la talla media fue de 37,3 mm LC en machos y 36,3 mm LC en hembras; mientras que en langostino amarillo alcanzó 40,1 mm LC en machos y 34,2 mm LC en hembras. En contraste, en camarón nailon, los machos registraron una talla media menor (27,3 mm LC) que las hembras (29,2 mm LC) (**Tabla 1.2; Figura 1.12**).

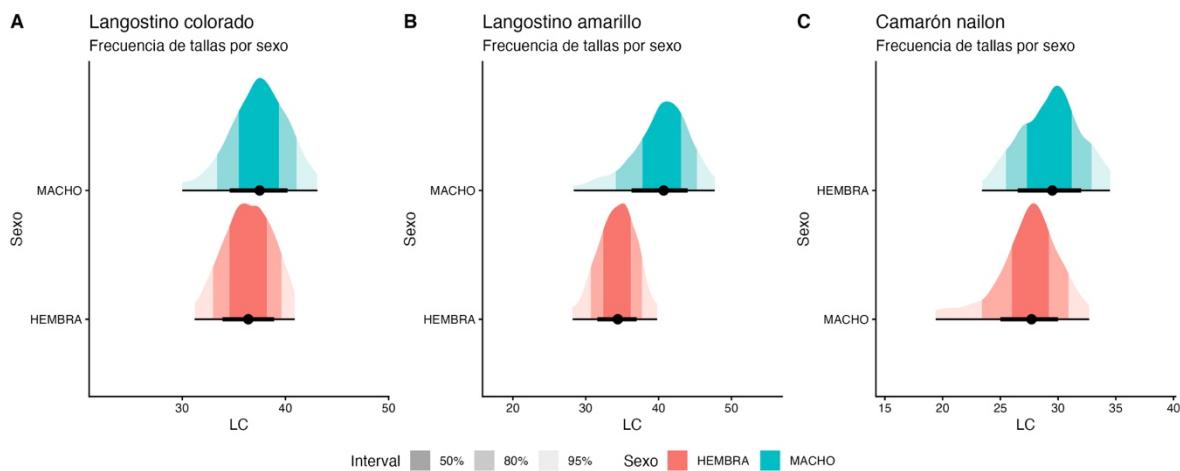


Figura 1.12 Distribución de frecuencias de tallas por sexos de langostino colorado (A), langostino amarillo (B), y camarón nailon en la UPS durante el año 2025.

En los caladeros donde se realizaron muestreos biológicos, la composición de tallas del langostino colorado fue generalmente variable, destacando la presencia de ejemplares con tallas superiores a 30 mm LC en el 84% de los caladeros. Solo en los caladeros de Papudo, Punta de Gallo y Algarrobo se observaron tallas menores, aunque también se destacaron por presentar el mayor rango de longitudes (**Figura 1.13**). Las tallas más grandes de machos se registraron en los caladeros de Iloca, Pichilemu y la isla Sta. María, mientras que en el caso de las hembras, en Constitución (**Figura 1.13**).

En el langostino amarillo, los muestreos biológicos realizados en 2025 muestran variación en la composición de tallas entre caladeros (**Figura 1.14**). En general, los machos presentan distribuciones desplazadas hacia tallas mayores respecto de las hembras en la mayoría de los caladeros. La isla Santa María destaca por exhibir el mayor rango de tallas observado, incluyendo los valores máximos registrados, lo que evidencia una mayor amplitud en la estructura de tallas en comparación con el resto de los caladeros muestreados. En contraste, las tallas menores se concentran principalmente en Itata y San Vicente, mientras que en hembras los valores más bajos se observan especialmente en Achira e Itata (**Figura 1.14**)

En el camarón nailon, la composición de tallas por caladero muestra una marcada heterogeneidad espacial (**Figura 1.15**). En términos generales, las hembras se concentran en tallas mayores que los machos, aunque la magnitud de esa diferencia varía entre caladeros. Las tallas menores se registran principalmente en Papudo y Pta. Gallo, donde los machos presentan las distribuciones más desplazadas hacia valores bajos y, en conjunto, se observa una amplia dispersión. En contraste, los caladeros de Quintay, Topocalma, Pichilemu y Tumbes concentran las tallas más altas. Asimismo, Pta. Gallo y Papudo destacan por presentar los mayores rangos de tallas (y la mayor amplitud de la distribución), mientras que otros caladeros muestran distribuciones más acotadas alrededor de sus valores centrales (**Figura 1.15**).

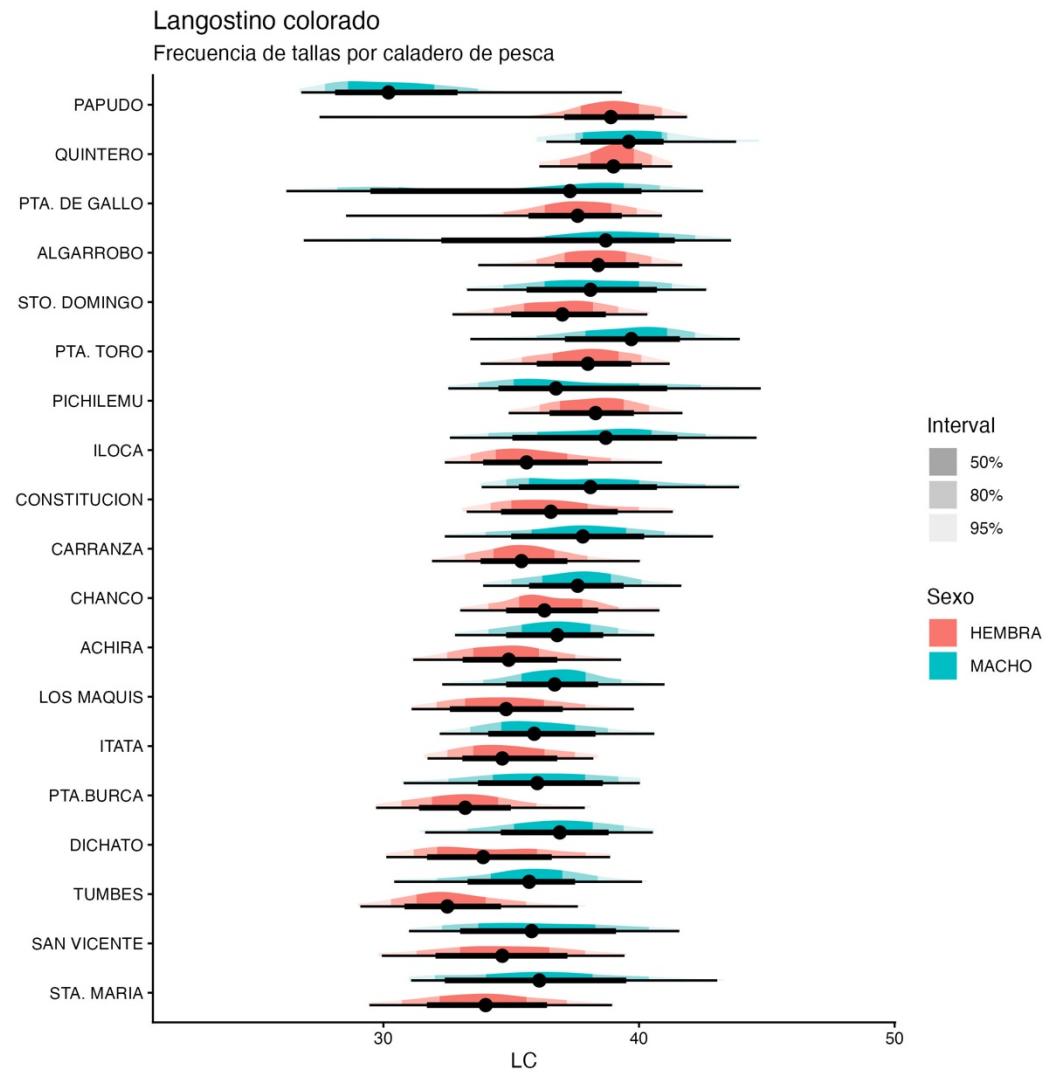


Figura 1.13. Comparación de las tallas de langostino colorado en la UPS por caladeros de pesca durante el año 2025.

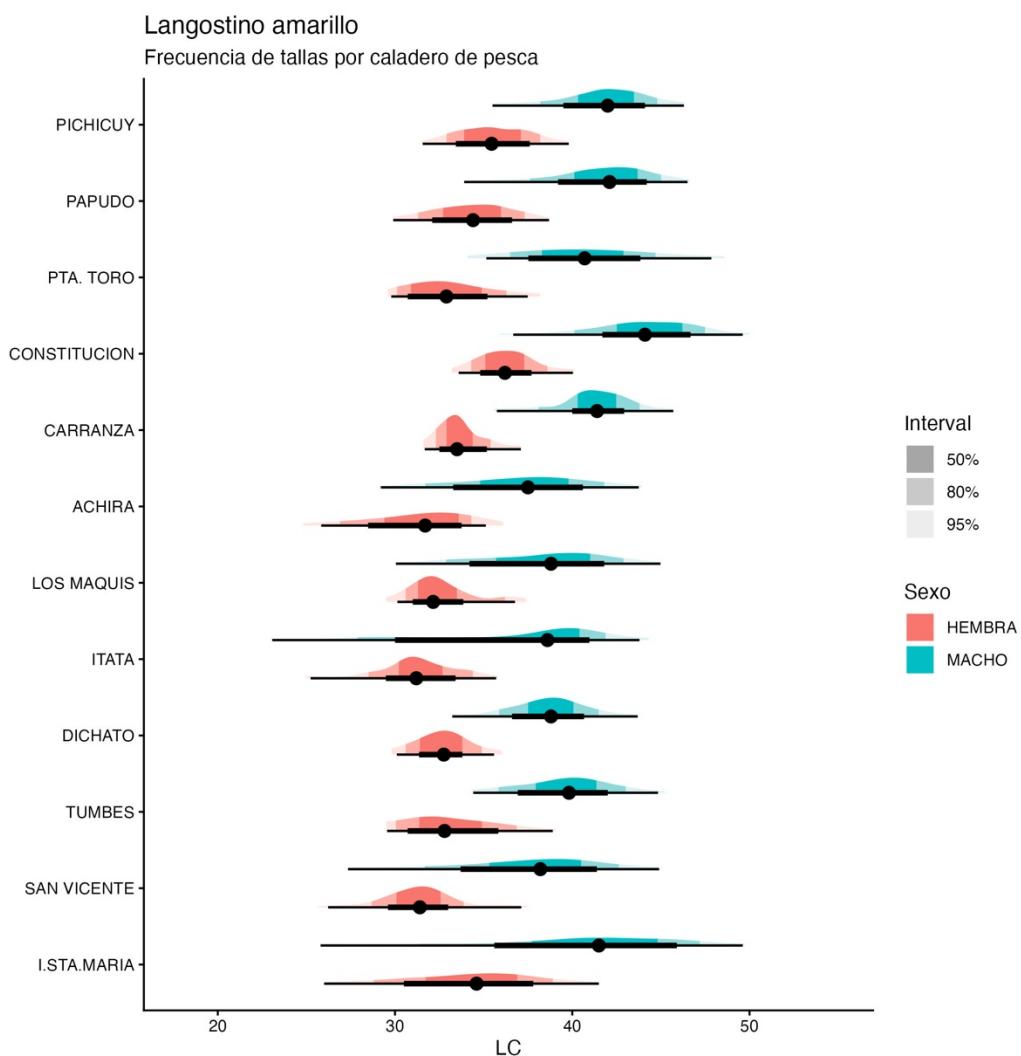


Figura 1.14. Comparación de las tallas de langostino amarillo en la UPS por caladeros de pesca durante el año 2025.

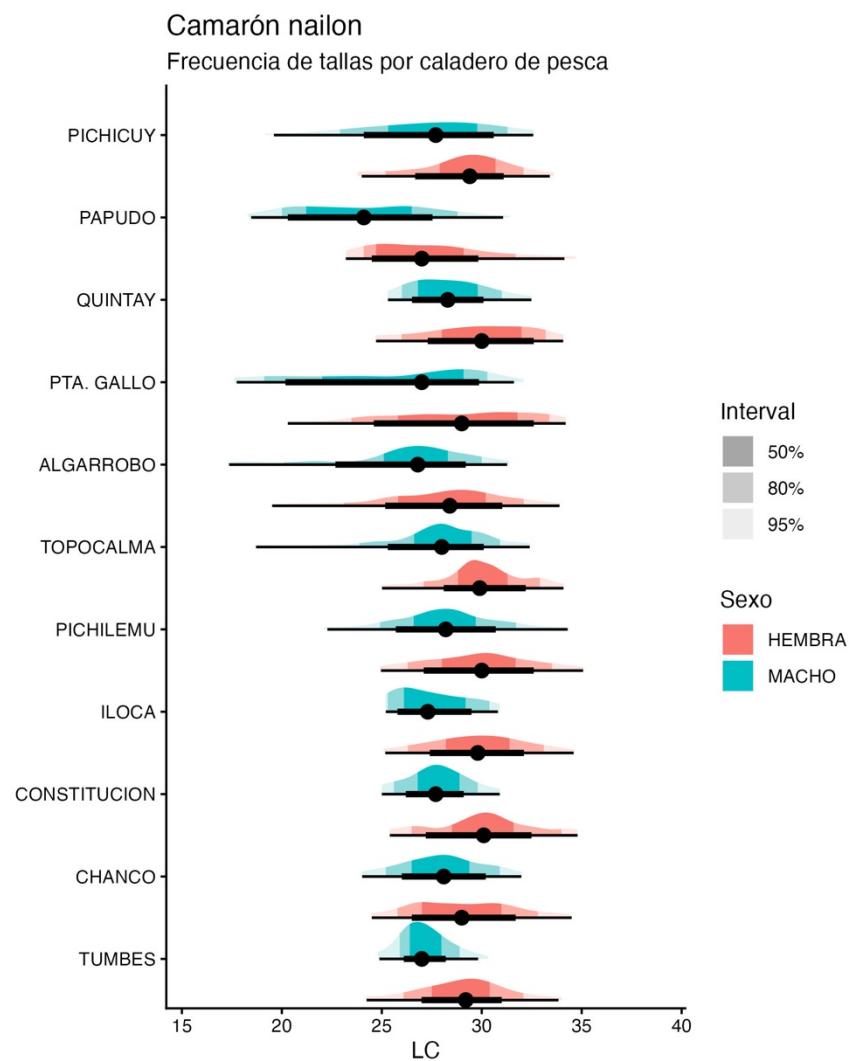


Figura 1.15. Comparación de las tallas de camarón nailon en la UPS por caladeros de pesca durante el año 2025.

Relación longitud peso

Se evaluó y comparó la relación longitud-peso del langostino colorado y del langostino amarillo, incorporando el efecto del sexo y utilizando exclusivamente ejemplares completos (con todas sus extremidades). El mejor ajuste correspondió a un modelo lineal generalizado (GLM) con distribución Gamma y enlace logarítmico, que consideró un intercepto común y pendientes específicas por sexo (**Tabla 1.3; Figura 1.16**). Comparativamente, el langostino colorado presentó una relación longitud-peso más pronunciada que el langostino amarillo, lo que se traduce en un mayor peso esperado para una misma longitud dentro del rango observado. Adicionalmente, se detectaron diferencias entre sexos en la pendiente de la relación dentro de cada especie; en términos generales, los machos tendieron a presentar un mayor peso esperado a igual talla (**Tabla 1.3**).

Tabla 1.3. Coeficientes del mejor modelo que describe la relación longitud peso de langostino colorado y amarillo. Estimado por modelo lineal generalizado, familia gamma y logaritmo natural como función enlace.

Recurso	Coeficiente	Estimado	Error Estd.	Valor t	P-valor
L. colorado	Intercepto	-6,89	0,06	-110	<0.01
	LC*Hembras	2,91	0,01	162	<0.01
	LC*Machos	2,91	0,01	172	<0.01
L. amarillo	Intercepto	-6,47	0,03	-165	<0.01
	LC*Hembras	2,67	0,01	230	<0.01
	LC*Machos	2,64	0,01	225	<0.01

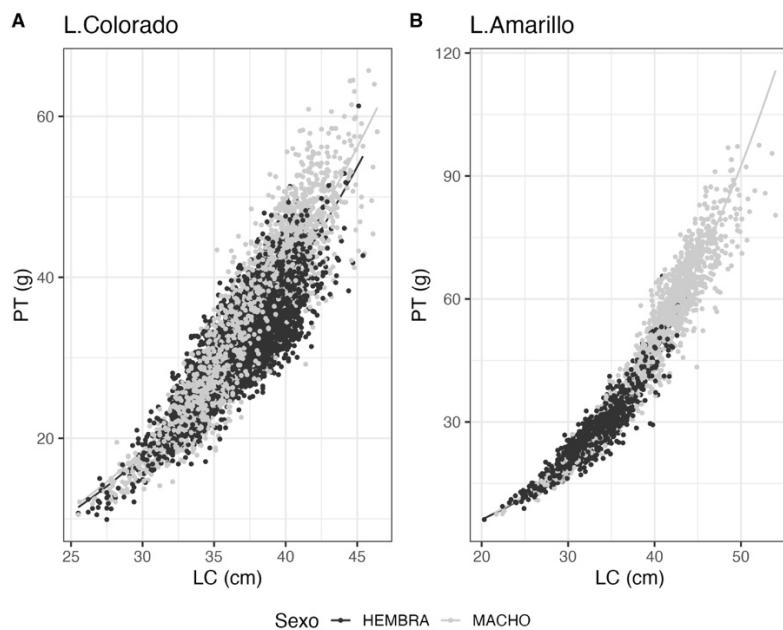


Figura 1.16. Relación longitud-peso de langostino colorado (A) y langostino amarillo (B) por sexo, año 2025.

Indicadores reproductivos

En el langostino colorado, las hembras ovígeras estuvieron presentes desde el inicio de la temporada en marzo (16%) y aumentaron abruptamente en abril (76%), manteniéndose en niveles altos durante mayo-agosto (78-93%) y octubre (75%). Posteriormente, el porcentaje disminuyó de forma marcada en noviembre (30%) y alcanzó su mínimo en diciembre (4%), lo que sugiere el término del periodo reproductivo hacia el final del año (**Tabla 1.4; Figura 1.17**). Al contrastar con la serie histórica, el comportamiento observado en 2025 es muy similar al registrado en 2024, tanto en el incremento temprano como en la permanencia de proporciones elevadas durante otoño-invierno y la disminución hacia fines de año, diferenciándose así de varios años previos donde el ascenso y/o el descenso presentan una temporalidad distinta (**Figura 1.17**).

En langostino amarillo, la proporción de hembras ovígeras fue nula en marzo y baja en abril (2%), aumentó en mayo (12%) y alcanzó valores elevados en julio (88%). En octubre y noviembre se mantuvieron proporciones altas (85% y 79%, respectivamente), disminuyendo en diciembre (54%) (**Tabla 1.4; Figura 1.17**). Es importante considerar que junio presenta un tamaño muestral reducido (n = 5) y que en agosto no se dispone de muestreo, por lo que la interpretación mensual debe contextualizarse con la cobertura de datos. Aun así, al comparar con la variación interanual, el patrón de 2025 se observa más cercano al de los años recientes (especialmente 2023-2024), reproduciendo el ascenso durante otoño-invierno y la posterior declinación hacia el final del año, en concordancia con la tendencia promedio mostrada en la figura (**Figura 1.17**).

Tabla 1.4. Porcentaje de hembras ovígeras y hembras maduras de langostino colorado y amarillo, y hembras portadoras de camarón nailon UPS 2025.

Recurso	Estado	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Agos.	Oct.	Nov.	Dic.
L. colorado	Normal	83	21	7	8	3	7	15	63	93
	Ovígeras	16	76	90	85	93	78	75	30	4
	Madura	1	3	3	7	4	15	10	7	3
	Total (n°)	1590	2037	2422	2566	3725	4006	1966	367	188
L. amarillo	Normal	100	98	7	60	2	-	4	12	3
	Ovígeras	0	2	12	40	88	-	85	79	54
	Madura	0	0	1	0	10	-	11	9	43
	Total (n°)	85	297	282	5	765	-	1316	633	87

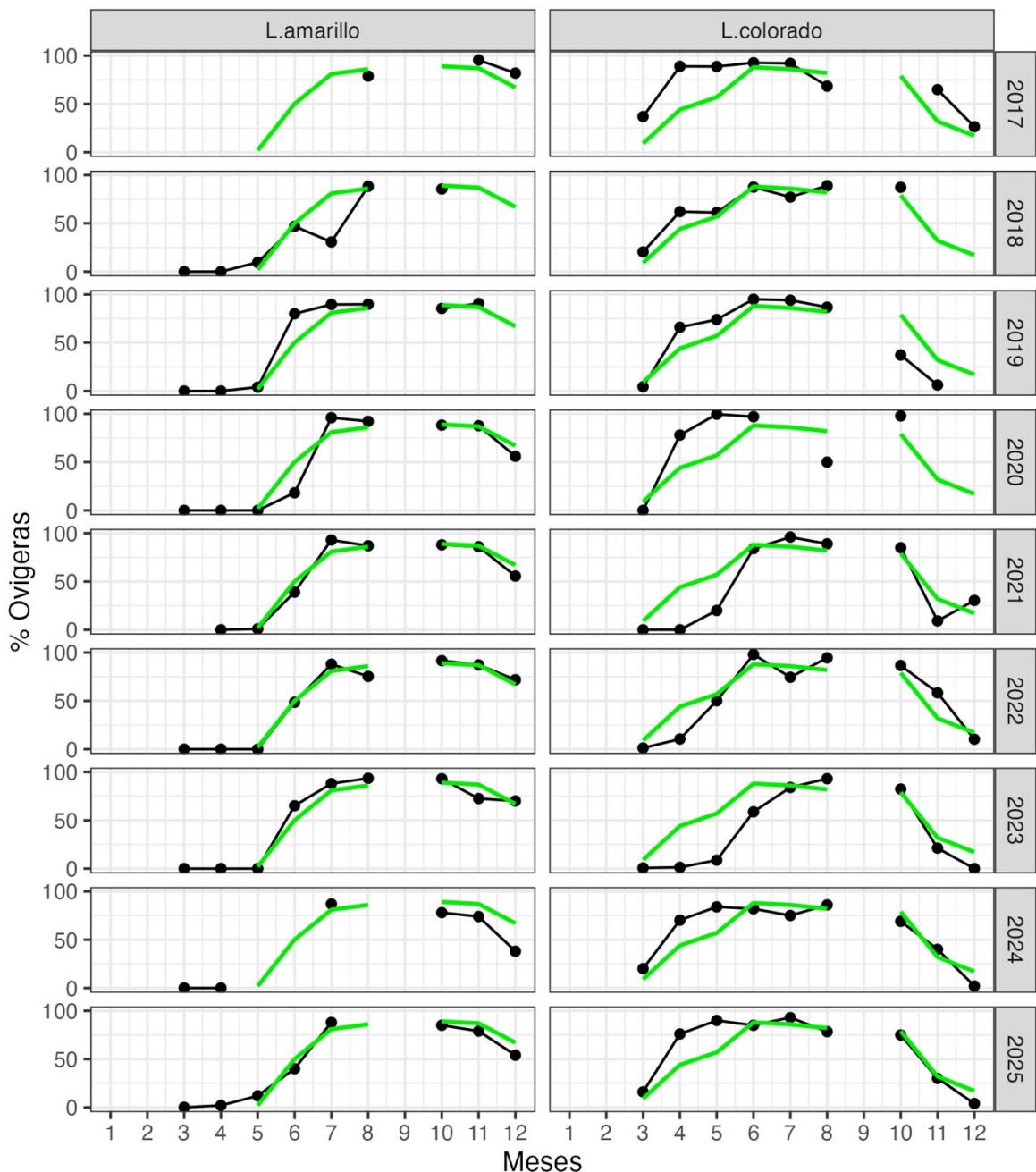


Figura 1.17. Comparación de hembras ovígeras de langostino colorado y langostino amarillo, entre los años 2017 a diciembre del año 2025, la línea verde refleja la tendencia media del ciclo reproductivo registrada entre los años 2017 a 2024.

DISCUSION

En base en los resultados del monitoreo 2025, la operación pesquera evidenció una dinámica espacio-temporal marcada, con desplazamientos de la actividad entre caladeros y tramos latitudinales a lo largo de la temporada. El esfuerzo se concentró en 2180 lances distribuidos en 17 caladeros entre Valparaíso y Biobío, con predominio de lances orientados al langostino colorado y un componente relevante de capturas mixtas con langostino amarillo. En este contexto, la segregación batimétrica observada entre langostinos y camarón nailon (mayores profundidades para este último) es coherente con diferencias en la estrategia operacional y en el objetivo de pesca a lo largo del año.

A escala mensual, las capturas de langostino colorado y langostino amarillo presentaron máximos en distintos momentos de la temporada (mayo y octubre, respectivamente), mientras que el camarón nailon incrementó su contribución en meses con orientación dirigida, principalmente en noviembre y diciembre. En términos espaciales, la composición por caladero mostró un patrón consistente: predominio relativo de langostino colorado en Iloca, Carranza y Los Maquis; mayor participación de langostino amarillo en Papudo, Quintero e Isla Santa María; y mayor presencia de camarón nailon en Topocalma, Pichilemu y Chanco.

Los rendimientos de pesca de langostino colorado se mantuvieron en niveles altos en 2025, con un promedio anual de 1449 kg/ha y una dispersión hacia valores elevados. Si bien este rendimiento promedio es menor al registrado en 2023, representa un aumento respecto de 2024 y se mantiene sobre 1000 kg/ha, umbral observado de forma consistente desde el año 2020. A nivel mensual, los rendimientos presentaron un patrón estacional, con valores altos al inicio de la temporada, una disminución hacia junio-julio y un repunte hacia fin de año. Para langostino amarillo, el rendimiento anual se ha mantenido relativamente estable en la serie 2018-2025, mientras que en camarón nailon los rendimientos se concentraron en los meses en los que el recurso constituyó el objetivo principal de la flota.

Los indicadores biológicos (proporción sexual y estructura de tallas) mostraron variaciones mensuales significativas en 2025. En langostino colorado, la temporada se inició con tallas medias altas, seguidas de una disminución en otoño y un repunte hacia invierno-primavera, manteniéndose, en general, tallas promedio mayores en machos. En términos de los indicadores biológicos, los tamaños y las proporciones sexuales observados, especialmente en el langostino colorado, apuntan a una tendencia hacia tallas mayores, desde el año 2022 con tallas medias mensuales superiores a 34 mm LC (Cubillos y Cuevas, 2023, 2024, 2025). En el componente reproductivo, la alta proporción de hembras ovígeras de langostino colorado durante otoño-invierno y su descenso hacia fines de año, así como el ascenso de hembras ovígeras en langostino amarillo hacia invierno y su mantención durante primavera, fueron coherentes con la estacionalidad esperada y con el comportamiento descrito en años recientes. En el caso del langostino amarillo, la interpretación mensual debe contextualizarse debido a la menor cobertura de muestreo en junio y la ausencia de datos en agosto.

En síntesis, la evidencia operacional y biológica del año 2025 es consistente con la variabilidad reciente de la pesquería, destacando: (i) heterogeneidad espacial en rendimientos y composición específica; (ii) diferencias batimétricas entre langostinos y camarón nailon; y (iii) patrones intraanuales de talla y reproducción acordes con lo observado en la serie.

En conjunto, la estabilidad de los rendimientos en la serie reciente, la persistencia de una estructura de tallas amplia y centrada en valores altos, y la estacionalidad reproductiva registrada en 2025 constituyen señales biológico-pesqueras favorables, coherentes con un desempeño sólido de la pesquería y con prácticas operacionales que, según los indicadores analizados, han permitido mantener condiciones biológicas compatibles con una explotación responsable del recurso. Estos resultados respaldan la relevancia de continuar fortaleciendo la cobertura y estandarización del monitoreo para sostener comparaciones interanuales robustas y apoyar la gestión pesquera y la toma de decisiones del sector.

REFERENCIAS

- Cuevas, M.J., & Cubillos, L.A., (2023). Desempeño operacional de la pesquería de langostino colorado y langostino amarillo, año 2022. En: Cubillos L.A. (Ed.), Indicadores biológicos y pesqueros de la pesquería de langostino colorado y langostino amarillo en la zona centro-sur, año 2022. Universidad de Concepción, Informe Técnico EPOMAR 2023-01, p. 11-31.
- Cuevas, M.J., & Cubillos, L.A., (2024). Capítulo 1: Indicadores operacionales de la pesquería de langostino colorado y langostino amarillo en la unidad de pesquería sur, año 2023. En: Cubillos L.A. (Ed.), Desempeño Operacional de Indicadores Biológicos y Pesqueros de la Pesquería de Langostinos en el año 2023, Zona Centro-Sur. Universidad de Concepción, Informe Técnico EPOMAR 2024-01.
- Cuevas, M.J., & Cubillos, L.A., (2025). Capítulo 1: Indicadores operacionales de la pesquería de langostino colorado, langostino amarillo y camarón nailon en la unidad de pesquería sur, año 2024. En: Cubillos L.A. (Ed.), Desempeño Operacional de Indicadores Biológicos y Pesqueros de la Pesquería de Langostinos y Camarón nailon en el año 2024, Zona Centro-Sur. Universidad de Concepción, Informe Técnico EPOMAR 2025-01, p. 11-37.
- Palma, S., & Arana, P., (1997). Aspectos reproductivos del langostino colorado (*Pleuroncodes monodon*H. Milne Edwards, 1837), frente a la costa de Concepción, Chile. *Investigaciones Marinas* 25, 203-221.

2. Fauna Acompañante en la Pesquería de Crustáceos Demersales en la Unidad de Pesquería Sur, año 2025

Juan Antón Heredia, Luis A. Cubillos

AUTORES

COLABORADOR:
Germán Vásquez

Antón, J. & Cubillos, L.A. (2026). Capítulo 2: Fauna acompañante en la pesquería de crustáceos demersales en la unidad de pesquería sur, año 2025. En: Cubillos L.A. (Ed.), Desempeño operacional de indicadores biológico-pesqueros del langostino colorado y amarillo, y evaluación de stock año 2025. Universidad de Concepción, Informe Técnico EPOMAR 2026-01, p. 39-50.

RESUMEN

En la pesquería de langostino colorado (*Grimothea monodon*), langostino amarillo (*Grimothea johni*) y camarón nailon (*Heterocarpus reedi*) en la unidad de pesquería sur, el uso de artes de arrastre de fondo genera capturas incidentales de diversas especies que conforman la fauna acompañante. Durante el año 2025 se analizó la ocurrencia, composición, niveles de captura y distribución espacial de las principales especies de fauna acompañante registradas por la flota arrastrera, considerando información proveniente de los lances de pesca dirigidos a los recursos objetivo.

Las especies dominantes de la fauna acompañante fueron pejerrata (*Coelorinchus aconcagua*), merluza común (*Merluccius gayi*), lenguado de ojos grandes (*Hippoglossina macrops*), jaiba limón (*Cancer porteri*) y jaiba paco (*Platymera gaudichaudii*).

En total, se registraron 2180 lances de pesca durante el año, observándose una alta ocurrencia de merluza común, lenguado de ojos grandes y jaiba limón, mientras que la pejerrata presentó una menor frecuencia relativa, asociada principalmente a lances realizados a mayor profundidad.

Las capturas totales de peces de la fauna acompañante se mantuvieron por debajo de 300 toneladas anuales, mientras que las jaibas superaron en conjunto los 900 mil individuos, concentrándose mayoritariamente en jaiba limón. En cuanto a los rendimientos de pesca, estos presentaron variaciones interanuales acotadas respecto de años previos, sin cambios significativos en los niveles promedio, aunque con una alta variabilidad espacial asociada a agregaciones locales.

La distribución espacial de la pejerrata estuvo mayoritariamente vinculada a la pesca de camarón nailon, caracterizada por mayores profundidades promedio. En contraste, la merluza común, el lenguado de ojos grandes y las jaibas presentaron patrones espaciales asociados a la plataforma y talud superior, así como a caladeros recurrentes y a la estacionalidad de las operaciones de pesca sobre los langostinos. En conjunto, la consistencia espacial y temporal de estas especies sugiere que forman parte estable de la fauna acompañante de la pesquería, presentando características de resiliencia frente a las actuales condiciones de explotación.

INTRODUCCIÓN

La pesquería de langostino colorado (*Grimothea monodon*), langostino amarillo (*Grimothea johni*) y camarón nailon (*Heterocarpus reedi*) en la zona centro-sur de Chile se caracteriza por el uso de artes de arrastre de fondo que, si bien están dirigidas a la captura de estos crustáceos demersales, interactúan directamente con una amplia diversidad de especies no objetivo que conforman la fauna acompañante (Párraga et al., 2012). La composición y magnitud de estas capturas incidentales dependen de múltiples factores, entre ellos la profundidad de operación, la localización de los caladeros, la estacionalidad de la pesquería y las tácticas de pesca empleadas por la flota (Lewison et al., 2009).

La fauna acompañante incluye peces, crustáceos y otros organismos bentónicos-demersales que co-ocurren espacialmente con los recursos objetivo. La evaluación de su

incidencia y distribución constituye un componente fundamental para comprender las interacciones de la pesquería con el ecosistema marino y para evaluar su sostenibilidad a mediano y largo plazo (Soykan et al., 2008). En este contexto, la caracterización de la fauna acompañante permite identificar especies recurrentes, estimar niveles de captura incidental y detectar posibles cambios en la estructura de las comunidades asociadas a la actividad extractiva.

Diversos estudios han documentado la composición y dinámica de la fauna acompañante en la pesquería de crustáceos demersales en Chile. Párraga et al. (2012) reportaron una alta diversidad de especies asociadas a distintas tácticas de pesca, destacando la merluza común, el lenguado de ojos grandes, la pejerrata y la jaiba paco como componentes frecuentes. De manera complementaria, Queirolo et al. (2011) analizaron la composición de capturas incidentales en pesquerías experimentales, observando una dominancia de especies bentónicas-demersales con patrones asociados a gradientes de profundidad. Más recientemente, Landaeta et al. (2023), a partir de información de observadores científicos a bordo, describieron patrones espacio-temporales consistentes de descarte, identificando agrupaciones someras y profundas con especies dominantes bien definidas.

Adicionalmente, estudios basados en cruceros de investigación y evaluaciones mediante redes de arrastre o metodologías de área barrida han permitido caracterizar la biodiversidad y biomasa de los ensamblajes bentónicos-demersales en las áreas de pesca de langostinos y camarón nailon (Acuña et al., 2009; De la Hoz & Cubillos, 2020; Montero et al., 2020). No obstante, estos resultados no siempre son directamente comparables con la información proveniente de la flota comercial, debido a diferencias en el esfuerzo de pesca, la cobertura espacial y los objetivos operacionales.

En este informe se presentan los resultados del análisis de la fauna acompañante registrada durante las operaciones de pesca de la flota Crustáceos sur en el año 2025. El análisis se centra en cinco especies representativas: pejerrata (*Coelorinchus aconcagua*), merluza común (*Merluccius gayi*), lenguado de ojos grandes (*Hippoglossina macrops*), jaiba limón (*Cancer porteri*) y jaiba paco (*Platymera gaudichaudii*). Se describen su ocurrencia en los lances de pesca, los niveles de captura y los rendimientos asociados, así como su distribución espacial y temporal en los principales caladeros explorados, con el objetivo de aportar antecedentes actualizados que contribuyan a la evaluación del desempeño ambiental de la pesquería.

OCURRENCIA, CAPTURAS Y RENDIMIENTOS DE PESCA ANUALES

Las operaciones de pesca dirigidas a los recursos objetivo (langostino colorado, langostino amarillo y camarón nailon) totalizaron 2180 lances de pesca durante el año 2025, los cuales constituyen la base para el análisis de la ocurrencia y la magnitud de las capturas de fauna acompañante (**Tabla 2.1**). La presencia de estas especies fue recurrente a lo largo del período de operación de la flota, aunque con diferencias marcadas en su frecuencia de ocurrencia y en los niveles de captura.

Entre las especies de fauna acompañante analizadas, la merluza común presentó la mayor ocurrencia, registrándose en el 75% de los lances de pesca, seguida por la jaiba limón (62%), el lenguado de ojos grandes (62%) y la jaiba paco (47%). El pejerrata mostró una menor frecuencia relativa, con presencia en el 21% de los lances, asociándose preferentemente a operaciones realizadas a mayor profundidad (**Tabla 2.1**).

En términos de capturas totales, la merluza común alcanzó 129 toneladas, constituyéndose como la especie de pez dominante dentro de la fauna acompañante. El lenguado de ojos grandes y la pejerrata registraron capturas de 79 y 85 toneladas, respectivamente. En el caso de los crustáceos, las capturas se expresaron en número de individuos, destacando la jaiba limón, con 556771 ejemplares, seguida por la jaiba paco, con 394148 ejemplares (**Tabla 2.1**).

Tabla 2.1. Número de lances, lances con presencia de las especies de la fauna acompañante, capturas (toneladas) y jaibas (número) en la pesquería de crustáceos demersales en 2025.

Especie	Número de lances (total)	Lances con ocurrencia	Ocurrencia (%)	Captura (toneladas)	Captura (número)	Profundidad promedio (m)
Pejerrata	2180	452	20.7	85.5		276.3
Merluza común	2180	1637	75.1	129.8		202.9
Lenguado	2180	1346	61.7	79.4		204.9
Jaiba paco	2180	1029	47.2		394148	203.4
Jaiba limón	2180	1355	62.2		556771	193.4

El análisis de los rendimientos de pesca anuales mostró que, si bien los valores promedio se mantuvieron dentro de rangos comparables a los observados en años recientes, se evidenció una alta variabilidad espacial, reflejada en valores máximos elevados en sectores específicos. Este patrón sugiere la presencia de agregaciones locales en la abundancia relativa de las especies de fauna acompañante, asociadas a condiciones ambientales y a la concentración del esfuerzo de pesca (**Figuras 2.1 y 2.2**).

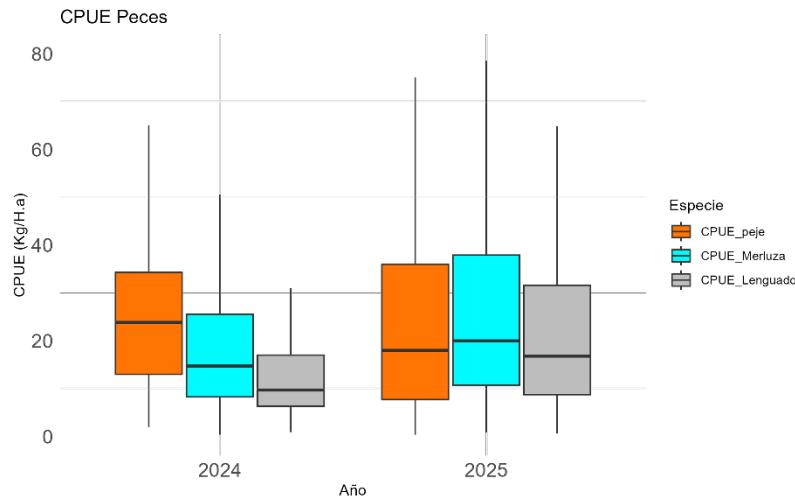


Figura 2.1. Rendimiento de pesca (kg/ha) de lenguado, merluza común y pejerrata en la pesquería de crustáceos demersales (2024 y 2025).

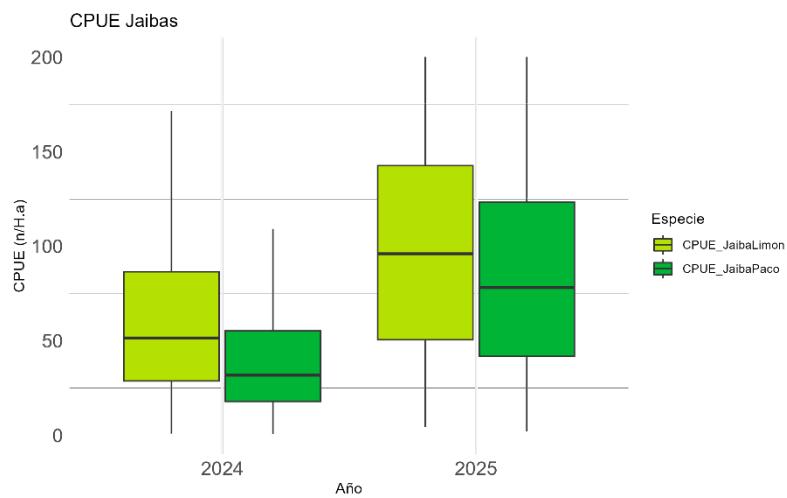


Figura 2.2. Rendimientos de pesca anuales (número por hora de arrastre) de jaiba limón y jaiba paco en la pesquería de crustáceos demersales (2024 y 2025).

En particular, los rendimientos de pesca de peces (kg/ha) evidenciaron concentraciones relevantes de pejerrata en los sectores de Weste Itata, Chanco, Topocalma y Pichilemu, mientras que la merluza común presentó mayores rendimientos en Carranza, Punta Toro y Algarrobo. El lenguado de ojos grandes mostró focos más discretos, localizados principalmente en Carranza, Constitución, Punta Toro y Weste Itata (**Figura 2.3**). Por su parte, los rendimientos de pesca de jaiba limón se caracterizaron por agregaciones bien definidas a lo largo de la costa, principalmente en Nugurue-Achira, Carranza y San Vicente, asimismo la jaiba paco (n/ha) presentó agregaciones en Nugurue-Achira, Pichilemu, Carranza y Algarrobo (**Figura 2.3**).

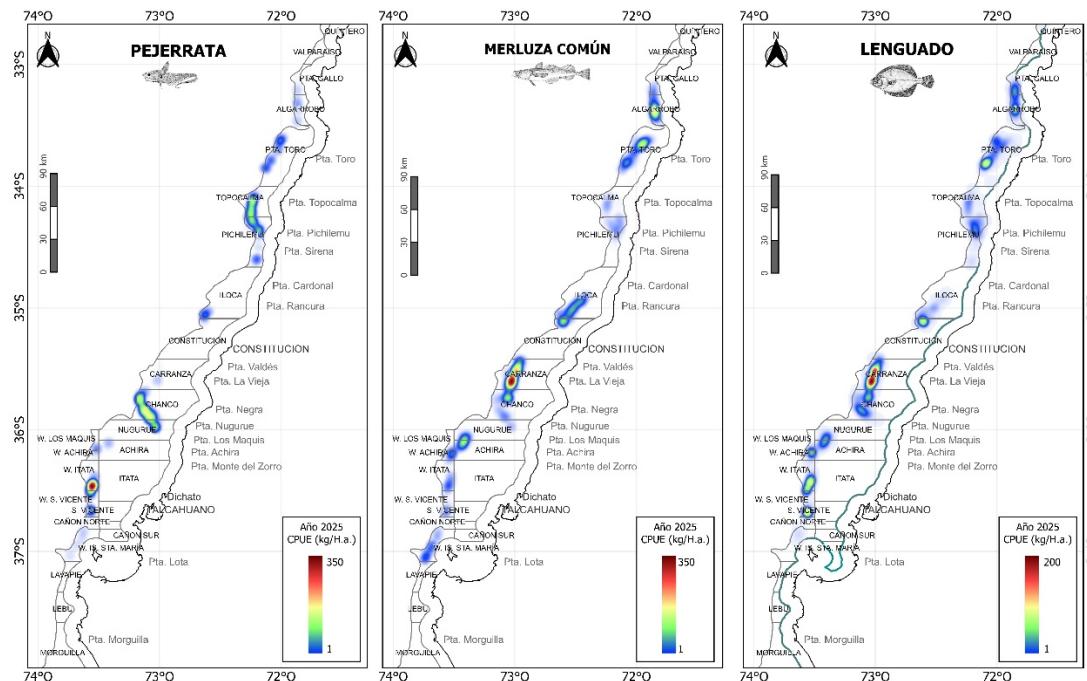


Figura 2.3. Distribución espacial del rendimiento de pesca (kg/ha) de peces como parte de la fauna acompañante de la pesquería de crustáceos, en el año 2025.

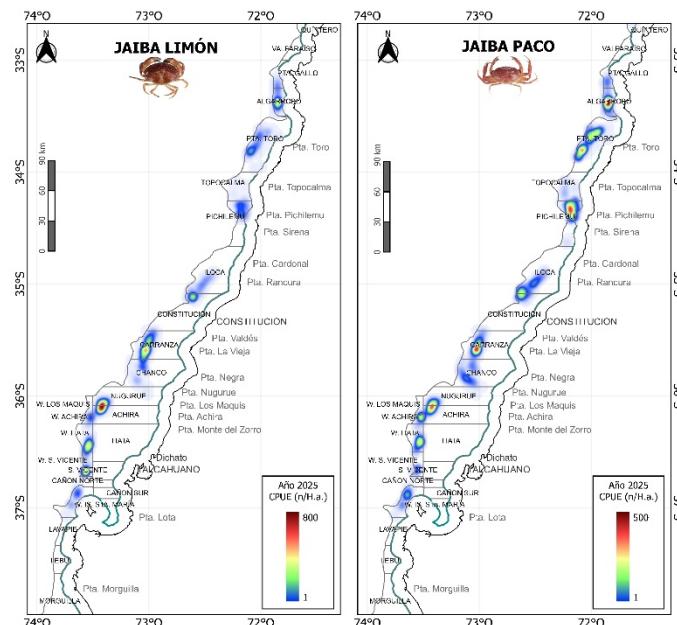


Figura 2.4. Distribución espacial del rendimiento de pesca (n/ha) de jaibas como parte de la fauna acompañante de la pesquería de crustáceos, en el año 2025

En conjunto, los resultados indican que durante el año 2025 las especies que conforman la fauna acompañante presentaron una ocurrencia elevada, pero con niveles de captura relativamente bajos en relación con el esfuerzo total de pesca, manteniendo patrones espaciales consistentes y recurrentes. Estos antecedentes refuerzan la caracterización de estas especies como componentes estables de la fauna acompañante de la pesquería de crustáceos demersales en la unidad de pesquería sur.

Distribución mensual de la ocurrencia en lances de pesca

La captura de peces y crustáceos que conforman la fauna acompañante se registró durante todos los meses en que se desarrollaron las operaciones de pesca de las especies objetivo. La actividad extractiva se inició en marzo en las regiones del Biobío, Ñuble y Maule, extendiéndose progresivamente hacia las regiones de O'Higgins y Valparaíso a partir de junio, en concordancia con la distribución latitudinal y temporal de los lances de pesca dirigidos a los langostinos y al camarón nailon.

La merluza común y el lenguado de ojos grandes presentaron una ocurrencia amplia y persistente a lo largo del período analizado, con presencia en la mayor parte de la extensión espacial cubierta por la flota. Ambas especies fueron registradas en zonas como Punta Gallo, Algarrobo, Punta Toro, Topocalma, Pichilemu, Illoca, Constitución, Carranza, Chanco, Nugurue, Achira, oeste de Achira, oeste de Itata, oeste de San Vicente y oeste de la Isla Santa María, reflejando una distribución asociada tanto a la plataforma como al talud superior (**Figuras 2.5 y 2.6**).

El pejerrata mostró una ocurrencia restringida en comparación con las otras especies de peces, asociándose principalmente a los lances de pesca dirigidos al camarón nailon, que operan a mayores profundidades. En efecto, esta especie presentó una profundidad promedio cercana a los 276 m (**Tabla 2.1**), concentrándose en las zonas de pesca frente a Punta Toro, Topocalma, Pichilemu, Carranza, Chanco, Nugurue, oeste de Itata, oeste de San Vicente y oeste de la Isla Santa María (**Figura 2.7**). Su presencia se mantuvo constante durante los meses en que se desarrolló la pesca en aguas más profundas.

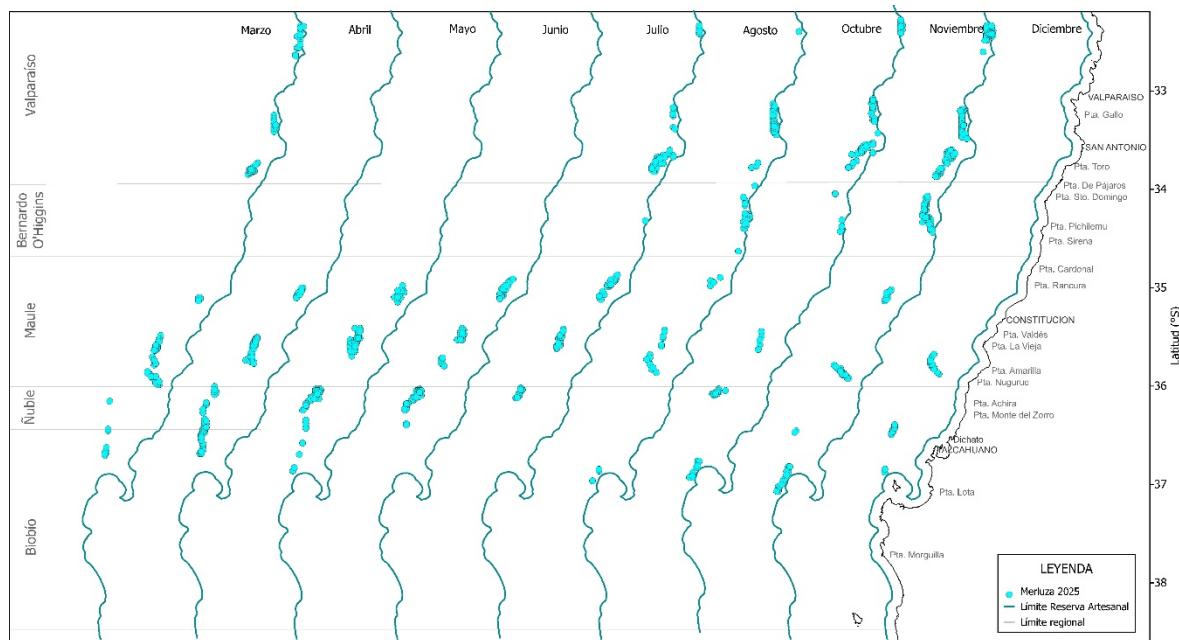


Figura 2.5. Distribución mensual de la presencia de merluza común en los lances de pesca orientados a langostino colorado, langostino amarillo y camarón nailon por la flota arrastrera desde marzo a diciembre de 2025.

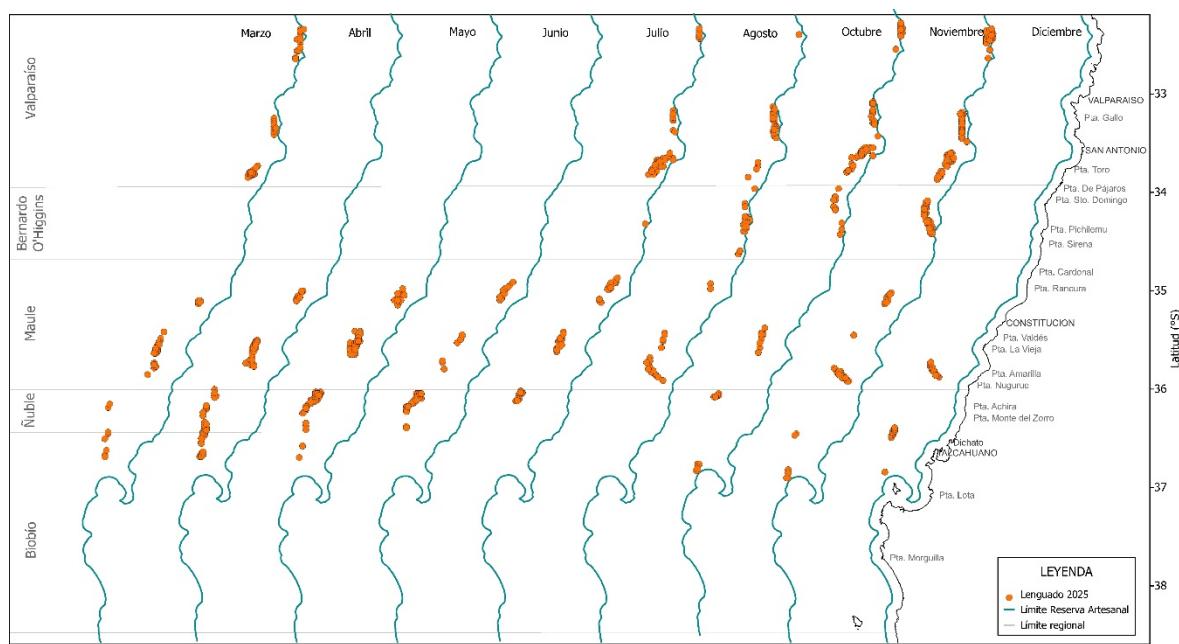


Figura 2.6 Distribución mensual de la presencia de lenguado de ojos grandes en los lances de pesca orientados a langostino colorado, langostino amarillo y camarón nailon por la flota arrastrera desde marzo a diciembre de 2025.

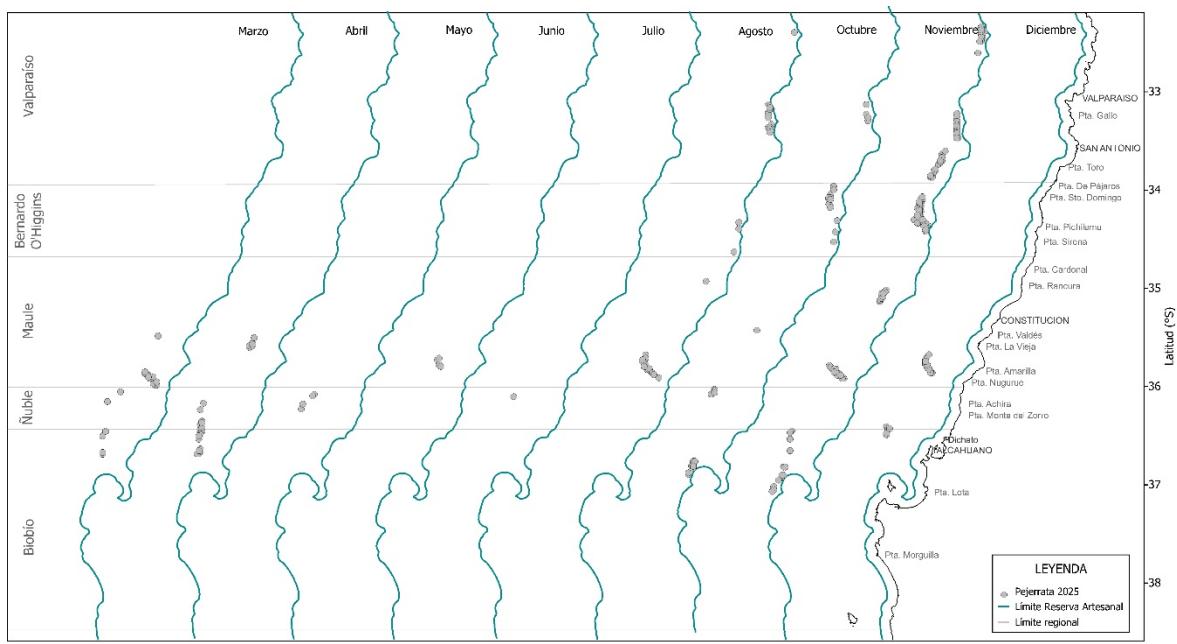


Figura 2.7 Distribución mensual de la presencia de pejerrata en los lances de pesca orientados a langostino colorado, langostino amarillo y camarón nailon por la flota arrastrera desde marzo a diciembre de 2025.

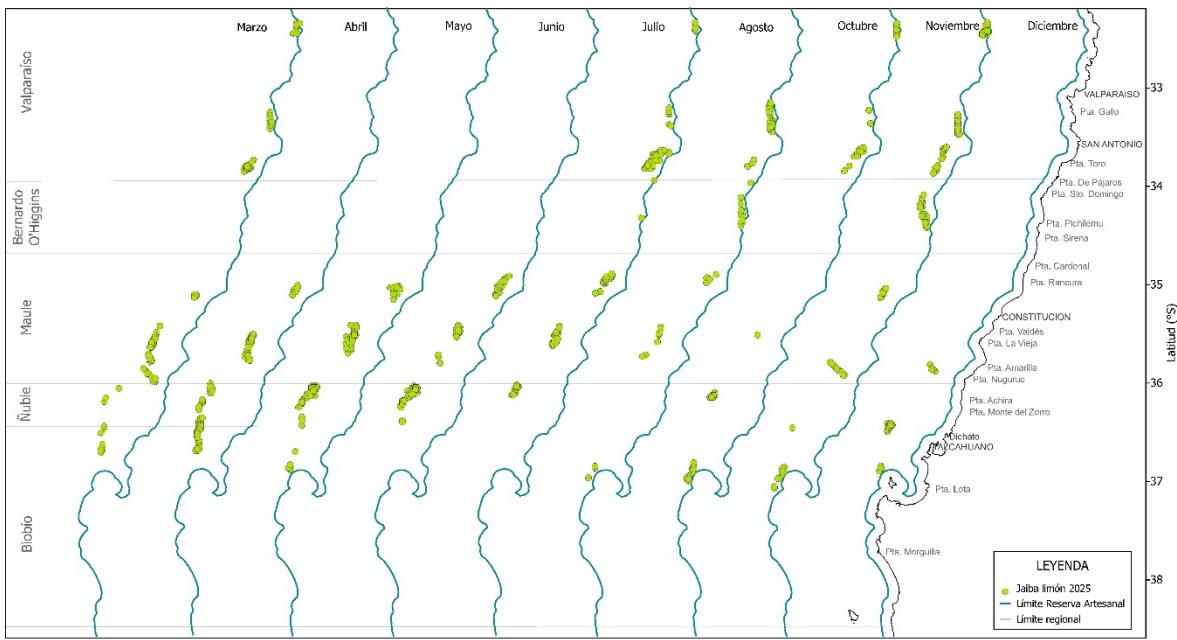


Figura 2.8 Distribución mensual de la presencia de jaiba limón en los lances de pesca orientados a langostino colorado, langostinos amarillo y camarón nailon por la flota arrastrera desde marzo a diciembre de 2025.

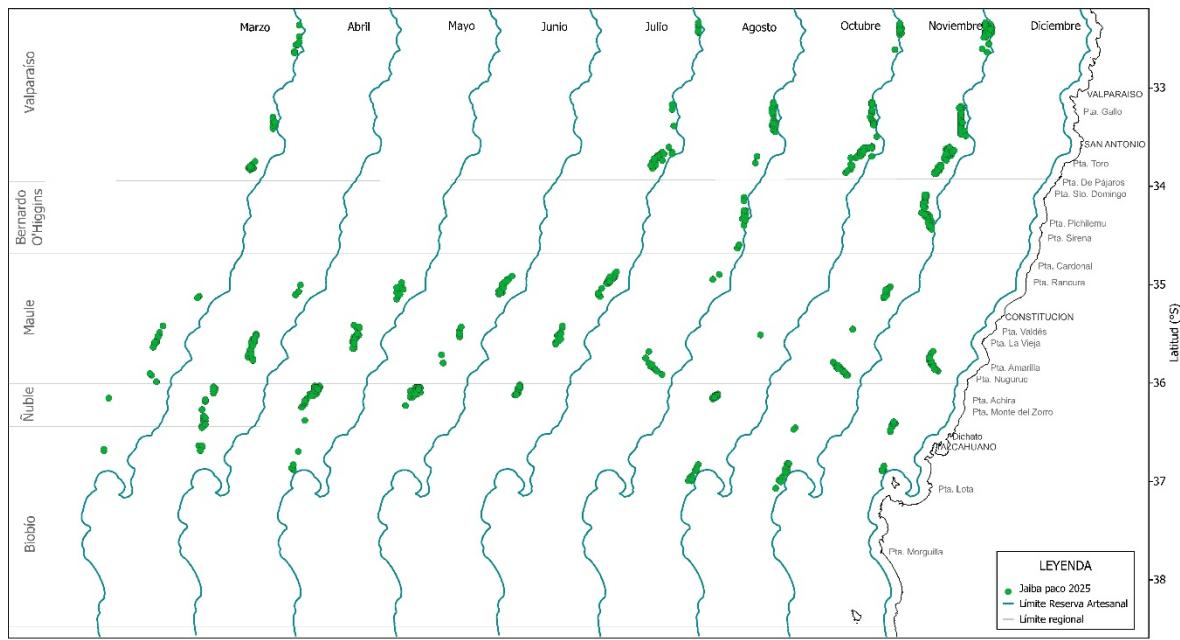


Figura 2.9 Distribución mensual de la presencia de jaiba paco en los lances de pesca orientados a langostino colorado, langostino amarillo y camarón nailon por la flota arrastrera desde marzo a diciembre de 2025.

En cuanto a las jaibas, la jaiba limón fue la especie más frecuente durante el año 2025, registrándose en un elevado porcentaje de los lances de pesca y con una profundidad promedio de 193 m (**Tabla 2.1**). Su mayor incidencia se observó hacia el segundo semestre del año, particularmente en los meses finales del período de operación, coincidiendo con una mayor intensidad de pesca sobre langostinos (**Figura 2.8**). Por su parte, la jaiba paco presentó una ocurrencia moderada, con registros distribuidos a lo largo de toda el área de estudio, destacando las zonas de Valparaíso, Punta Gallo, Algarrobo, Punta Toro, Topocalma, Pichilemu, Iloca, Constitución, Carranza, Chanco, Nugurue, Achira, oeste de Itata, oeste de San Vicente y oeste de la Isla Santa María (**Figura 2.9**).

En conjunto, la distribución mensual de la ocurrencia de la fauna acompañante durante el año 2025 evidenció patrones consistentes con la estacionalidad y el desplazamiento espacial del esfuerzo de pesca de la flota. La co-ocurrencia de estas especies con los recursos objetivo refleja una asociación recurrente con los caladeros explotados, sin observarse cambios abruptos en los patrones temporales de presencia respecto de lo documentado en años anteriores.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

En el año 2025, la fauna acompañante de la pesquería de langostino colorado, langostino amarillo y camarón nailon mostró una alta ocurrencia en los lances de pesca, aunque con volúmenes de captura relativamente bajos en relación con el esfuerzo total desplegado por la flota. Este patrón es consistente con lo reportado previamente para esta pesquería y refuerza la idea de que la fauna acompañante está dominada por un conjunto acotado de especies recurrentes, cuya presencia se relaciona con los gradientes de profundidad y con las tácticas de pesca empleadas (Párraga et al., 2012).

La merluza común, el lenguado de ojos grandes y el pejerrata continúan siendo las especies de peces más representativas dentro de la fauna acompañante, mientras que la jaiba limón y la jaiba paco dominan ampliamente entre los crustáceos no objetivo. La elevada ocurrencia de estas especies, junto con la persistencia de sus patrones espaciales de distribución, coincide con lo descrito en estudios previos basados tanto en información de la flota comercial como en programas de observadores científicos a bordo (Queirolo et al., 2011; Landaeta et al., 2023). En particular, la asociación de la pejerrata con mayores profundidades y con la pesca dirigida al camarón nailon refleja una segregación batimétrica bien documentada para esta especie.

La estructura espacial observada durante el año 2025 es concordante con los patrones descritos en años previos, caracterizándose por concentraciones de rendimientos en caladeros específicos y una elevada variabilidad espacial. Este comportamiento sugiere la presencia de agregaciones locales de abundancia, más que cambios generalizados en la disponibilidad de las especies de fauna acompañante. Resultados similares han sido reportados en estudios sobre la biodiversidad y biomasa de los ensamblajes bentónicos-demersales en áreas de pesca de crustáceos, donde las especies dominantes se mantienen relativamente estables en el tiempo, aun cuando la intensidad del esfuerzo varía espacial y temporalmente (Acuña et al., 2009; De la Hoz & Cubillos, 2020; Montero et al., 2020).

La comparación con antecedentes históricos indica que, pese a la elevada frecuencia de ocurrencia de algunas especies, particularmente la merluza común y la jaiba limón, el aporte de la fauna acompañante a las capturas totales de la pesquería continúa siendo bajo. Este resultado es coherente con lo reportado por Zilleruelo et al. (2024) para el año 2023, quienes estimaron contribuciones inferiores al 5% del total capturado, lo que respalda la caracterización de la pesquería de crustáceos demersales como altamente selectiva en la unidad de pesquería sur.

Desde una perspectiva de manejo, la persistencia de los patrones espaciales y temporales observados en 2025 sugiere que las especies que conforman la fauna acompañante presentan características de resiliencia, coexistiendo de manera estable con la actividad extractiva bajo las actuales condiciones de explotación. No obstante, el monitoreo continuo de estas especies resulta fundamental para detectar oportunamente posibles cambios en su ocurrencia, distribución o niveles de captura, especialmente en un contexto de variabilidad ambiental y potenciales ajustes en las estrategias de pesca.

En conclusión, el análisis de la fauna acompañante correspondiente al año 2025 indica que la pesquería de langostino colorado, langostino amarillo y camarón nailon en la unidad de pesquería sur mantiene bajos niveles de impacto sobre las especies no objetivo dominantes, con patrones de ocurrencia y distribución consistentes en el tiempo. Estos resultados aportan antecedentes relevantes para la evaluación del desempeño ambiental de la

pesquería y constituyen un insumo técnico útil para apoyar procesos de gestión y seguimiento en el marco de un enfoque ecosistémico.

REFERENCIAS

- De LaHoz, M. & Cubillos, L. (2020). Biodiversity and biomass of benthic-demersal megafaunal assemblages of the yellow and red squat lobster fishing grounds in Central Chile (Eastern Pacific Ocean). *Regional studies in marine science* 33, <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100914>
- Landaeta, F., Hernández, C., Search, F., Castillo, M., Bernal, C., Navarrete, S., Wieters, E., Beldade, R., Navarro, A. & Pérez, A. (2023). Spatio-temporal patterns of the crustacean demersal fishery discard from the south Humboldt Current System, based on scientific observer program (2014-2019). *PLOS ONE* 18(2), e0281932. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0281932>
- Lewison, R. L., Soykan, C. U. & Franklin, J. (2009). Mapping the bycatch seascape: multispecies and multi-scale spatial patterns of fisheries bycatch. *Ecological Applications*, 19(4), 920-930. <https://doi.org/10.1890/08-0623.1>
- Montero, J. T., Flores, A., Queirolo, D., Farias, A., Wiff, R., Lima, M., Ribera-Rebella, C., & Ahumada, M. (2020). Potential effects of bycatch from the squat lobster fisheries in central Chile on the benthic ecosystem: a survey data approach. *Marine and Freshwater Research*, 71(10), 1281-1293. <https://doi.org/10.1071/MF19128>
- Párraga, D., Wiff, R., Quiroz, J. C., Zilleruelo, M., Bernal, C., & Azócar, J. (2012). Caracterización de las tácticas de pesca en la pesquería multiespecífica de crustáceos demersales en Chile. *Latin American journal of Aquatic Research*, 40(1), 30-41.
- Queirolo, D., Erzini, K., Hurtado, C. F., Gaete, E., & Soriguer, M. C. (2011). Species composition and bycatches of a new crustacean trawl in Chile. *Fisheries Research*, 110(1):149-159.
- Zilleruelo, M., Bravo, C. & Párraga, D. (2024) Programa de seguimiento de las principales pesquerías nacionales, año 2023: Pesquería Crustáceos Demersales. Subsecretaría de Economía y EMT, Julio 2024. Instituto de Fomento Pesquero, Valparaíso, 130 p.

3. Cobertura espacial de la pesca de arrastre realizada por la pesquería de langostinos en la zona centro-sur de Chile

Juan Antón Heredia, Luis A. Cubillos

AUTORES

COLABORADOR:
Germán Vásquez

Citar como:

Antón-Heredia, J. & Cubillos, L.A., (2026). Capítulo 3: Cobertura espacial de la pesca de arrastre realizada por la pesquería de langostinos en la zona centro-sur de Chile. En: Cubillos L.A. (Ed.), Desempeño operacional de indicadores biológico-pesqueros del langostino colorado y amarillo, y evaluación de stock año 2025. Universidad de Concepción, Informe Técnico EPOMAR 2026-01, p. 53-61.

RESUMEN

Este estudio determinó la cobertura espacial de la pesca de arrastre ejercida por las pesquerías de langostino colorado y langostino amarillo en la zona centro-sur de Chile, durante el periodo 2016-2025. Las operaciones de pesca de arrastre cubrieron entre 2579 y 5973 km² anuales, representando entre el 13% y el 30% del área histórica de restricción para el arrastre (19945 km²) en la zona centro-sur (32°S - 38°20'S). Durante los años 2020 y 2021, la cobertura espacial fue significativamente menor debido a las restricciones operacionales impuestas por la crisis sanitaria del COVID-19, lo que restringió las actividades pesqueras a caladeros cercanos a los puertos base. A partir de 2022, y particularmente en 2025, la cobertura espacial se expandió de manera más equitativa dentro del área permitida para la pesca de arrastre, reflejando una mayor dispersión del esfuerzo en comparación con los años anteriores.

INTRODUCCIÓN

El contexto espacial en el que se desarrollan las operaciones de pesca es fundamental, ya que permite la planificación territorial y circunscribe el ámbito de acción de una pesquería, particularmente en aquellas que utilizan artes de arrastre de fondo. En efecto, los impactos ecológicos asociados a la pesca de arrastre de fondo sobre ecosistemas bentónicos, tanto en aguas costeras como profundas, han sido ampliamente debatidos (Kaiser et al., 2016; Hiddink et al., 2017; Sciberras et al., 2018), especialmente en términos de la huella de arrastre a escala global (Amoroso et al., 2018). Mientras algunos estudios atribuyen directamente los impactos observados a la actividad pesquera, otros señalan que el componente ambiental cumple un rol predominante en la estructuración de las comunidades bentónicas, relativizando el efecto directo del arrastre (Mérigot et al., 2020).

La pesquería de crustáceos demersales orientada al langostino colorado y al langostino amarillo interactúa con especies secundarias que conforman la fauna acompañante de la pesquería (Queirolo et al., 2011). Estas especies se caracterizan por ser abundantes y de amplia distribución espacial, estructurándose principalmente en función de su abundancia relativa (Montero et al., 2020) y de nichos tróficos que les permiten reducir la competencia interespecífica por el uso de los recursos alimentarios (Ponce et al., 2021). En este contexto, los argumentos asociados al riesgo potencial para la conservación de la biodiversidad, la reducción de la captura acompañante, las prácticas de descarte y los procesos de certificación de pesquerías suelen asumir escenarios de impactos elevados. Por ello, resulta particularmente relevante cuantificar la huella de arrastre de fondo, de modo de dimensionar el impacto espacial no solo en términos de cobertura de las operaciones de pesca, sino también en relación con la recurrencia espacial de dicha actividad.

Las restricciones a la actividad pesquera definidas a escalas espaciales gruesas, tales como cuadrículas de estadísticas de pesca (Jennings et al., 1999), pueden proporcionar una imagen distorsionada de la distribución real de la pesca de arrastre. Esto se debe a que las operaciones tienden a concentrarse en determinados tipos de fondo (Ahumada et al., 2013), los cuales difieren, por ejemplo, de los fondos duros (Cubillos et al., 2020). Si bien el sistema de monitoreo de embarcaciones (VMS) constituye una herramienta fundamental para

la vigilancia y el control en tiempo real, y sus datos de posición permiten evaluar la extensión espacial de las operaciones de pesca (Amoroso et al., 2018), el registro de lances de pesca en bitácoras también constituye una fuente relevante de información para estimar la huella de arrastre y dimensionar el tamaño efectivo de las áreas de pesca.

El objetivo de este documento es dimensionar el contexto espacial de la pesquería de arrastre de fondo de langostino colorado y langostino amarillo en la zona centro-sur de Chile durante el periodo 2016-2025.

DISTRIBUCIÓN ESPACIAL

La distribución espacial del esfuerzo de pesca de arrastre en el periodo 2016-2025 se muestra en la **Figura 3.1**, donde se representa la geolocalización de todos los lances de pesca de la flota CrustaSur (incluyendo la pesca de investigación) y se compara con el polígono de huella de arrastre general, desde 32°S hasta 38°20'S, sugerido por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, que representa las operaciones de pesca de arrastre históricas tanto de langostinos como de merluza común (*Merluccius gayi*) por fuera de las 5 millas náuticas. El área histórica de arrastre de SUBPESCA cubre 19945 km² desde 32°00'S hasta 38°20'S.

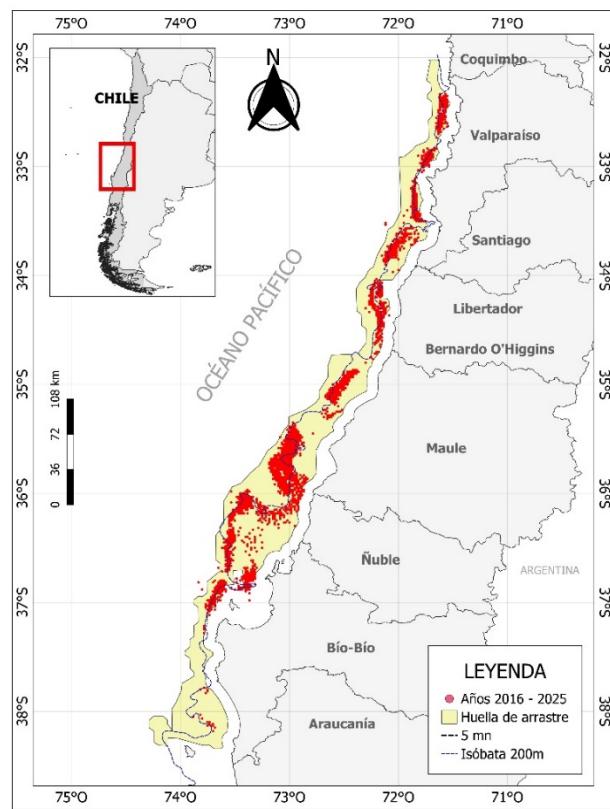


Figura 3.3.1. Distribución de las operaciones de pesca de arrastre realizadas sobre langostino colorado y langostino amarillo en el periodo 2016-2025 (puntos rojos), y su comparación con la huella de arrastre histórica sugerida por Subsecretaría de Pesca y Acuicultura para la zona centro-sur (polígono amarillo) en base a la pesca de arrastre de merluza común y langostinos.

Al desagregar la información por años y considerando exclusivamente la pesca comercial, se demuestra la heterogeneidad en la cobertura espacial de las operaciones de pescas de arrastre. Se observan zonas recurrentes y discretas que se constituyen en caladeros de pesca frecuentes, visitados de forma repetitiva por las embarcaciones a lo largo del periodo analizado. Asimismo, destaca la menor cobertura espacial registrada durante 2020 y 2021 (**Figura 3.2**).

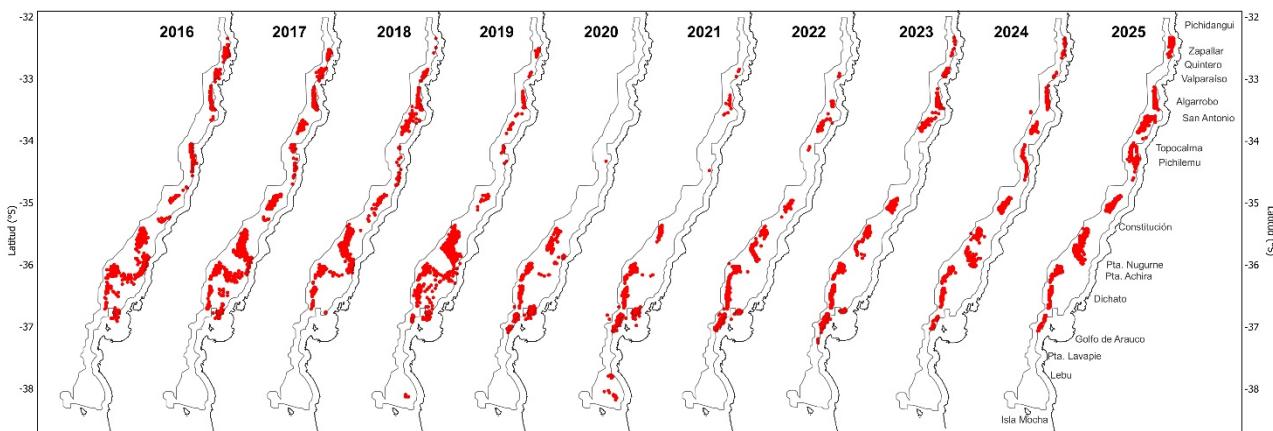


Figura 3.3.2. Cambios interanuales en la cobertura de las operaciones de pesca de arrastre de langostino colorado y langostino amarillo en la UPS, años 2016 a 2025.

La cobertura espacial de las operaciones de pesca realizadas durante el periodo 2016-2025 muestra variabilidad entre los años, alcanzando valores más bajos en 2020 y 2021, debido a las restricciones derivadas de la crisis sanitaria. En 2020, la cobertura fue de solo 2579 km² (12.9%), similar a la de 2021, que fue de 2611 km² (13%). En contraste, en años previos como 2017, la cobertura alcanzó los 5973 km² (30%). Posteriormente, en 2025, la cobertura aumentó a 4502 km², equivalente al 23% del polígono histórico de arrastre y evidenciando una expansión espacial respecto de los años inmediatamente anteriores. Estas fluctuaciones interanuales se detallan en la **Tabla 3.1**.

Tabla 3.3.1. Indicadores de desempeño anuales de las operaciones de pesca orientada a crustáceos demersales langostino colorado, y langostino amarillo y camarón nailon en la zona centro-sur de Chile, respecto del polígono histórico de huella de arrastre de SUBPESCA.

	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
Área cubierta (km2)	5262	5973	4708	5394	2579	2611	3588	4027	3746	4502
Fracción Polígono Arrastre (%)	26,4	29,9	23,6	27,0	12,9	13,1	17.9	20,2	18.78	22.57
Lances	1985	2371	2288	1822	1482	1686	2199	2401	2145	2180
Lance en Polígono	1948	2347	2285	1785	1406	1665	2191	2388	2133	2157
Fuera del Polígono	37	24	3	37	76	21	8	13	12	23
Fracción fuera del Polígono (%)	1.90	1.02	0.13	2.07	5.41	1.26	0.37	0.54	0.56	1.07

Operaciones Fuera del Polígono Histórico de Arrastre

Las operaciones fuera del polígono histórico de arrastre fueron mínimas y representaron menos del 2% de los lances totales durante todo el periodo analizado. Este pequeño porcentaje de lances fuera del polígono corresponde principalmente a operaciones realizadas al oeste de San Vicente y en el cañón del Biobío, tanto en su sector norte como en su sector sur (**ver Figuras 3.1 y 3.2**), áreas que no están dentro del área histórica de arrastre de SUBPESCA. En 2021, este tipo de lances representó el 1,3 % de la actividad pesquera fuera del polígono, mientras que en 2025 alcanzó el 1,0 %, manteniéndose dentro de los rangos históricamente observados.

El análisis revela que, a pesar de las fluctuaciones anuales, existen zonas de pesca recurrentes que se consolidan como caladeros de pesca estables a lo largo de todo el periodo 2016-2025. En años como 2016 y 2017, se registraron grandes áreas de cobertura, mientras que en 2020-2021 la actividad pesquera se concentró en zonas cercanas a la costa debido a las restricciones operativas de la crisis sanitaria. No obstante, entre 2022 y 2025, la cobertura anual se volvió progresivamente más dispersa, abarcando de manera más equitativa el área permitida para el arrastre, lo que sugiere una expansión espacial del esfuerzo sin desplazamientos hacia áreas no históricas de pesca.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La acumulación de los lances de pesca en un contexto espacial puede resultar engañosa, ya que, por lo general, los lances se estructuran espacialmente en función de las oportunidades de pesca que definen los caladeros visitados de manera recurrente a lo largo del tiempo. Estos caladeros, a su vez, están limitados por las características fisiográficas del entorno (Cubillos y Cuevas, 2018). Los patrones de arrastre se agrupan en áreas recurrentes de pesca, definidas por la disponibilidad de recursos y por condiciones ambientales favorables que tienden a persistir espacialmente.

En 2020 y 2021, se produjo una contracción espacial en el despliegue del esfuerzo de pesca, que se tradujo en una cobertura de solo el 12,9% y 13,1%, respectivamente, del polígono de arrastre histórico de SUBPESCA (32°S – $38^{\circ}20'\text{S}$). Este descenso en la cobertura se asocia a los cambios operativos impuestos por los protocolos sanitarios derivados de la crisis de COVID-19.

A partir de 2022, la cobertura espacial comenzó a expandirse nuevamente, alcanzando áreas más dispersas y equilibradas dentro del área permitida para la pesca de arrastre. Este patrón se consolida en 2025, lo que sugiere un retorno progresivo a condiciones operacionales normales, con una mayor distribución geográfica del esfuerzo de pesca en comparación con la marcada concentración en áreas costeras observada durante los años más críticos de la pandemia.

En cuanto a la relación entre la pesca de langostino colorado y langostino amarillo con ecosistemas marinos vulnerables, se debe destacar que en Chile los montes submarinos (MS) se encuentran clasificados como tales y están protegidos por la legislación vigente, con 117 montes identificados en los que la pesca de arrastre está prohibida (Res. Ex. 451, febrero 17 de 2015; Res. Ex. 687, marzo 4 de 2016). La mayoría de estos montes submarinos se distribuyen a lo largo de las cordilleras de Nazca y Salas y Gómez (Gávez-Larach, 2009; Yáñez et al., 2009). En este contexto, la pesquería de langostino colorado y amarillo, que se desarrolla principalmente en la plataforma continental y el talud superior de la Unidad de Pesquería Sur, no presenta evidencia de interacción espacial con los montes submarinos identificados, por lo que su explotación no implica una amenaza directa sobre estos ecosistemas marinos vulnerables (Cubillos et al., 2020).

En conclusión, la huella espacial de la pesca de arrastre de langostino se mantiene dentro de los límites espaciales permitidos y su variabilidad interanual se encuentra directamente asociada a factores operacionales y ambientales. Las áreas de pesca recurrentes continúan siendo esencialmente las mismas a lo largo del periodo 2016–2025, mientras que las fluctuaciones observadas en la cobertura espacial durante los últimos años reflejan principalmente las limitaciones impuestas por la crisis sanitaria y el posterior proceso de normalización operativa. El monitoreo continuo de las operaciones de pesca resulta clave para asegurar que la actividad se mantenga dentro de márgenes espacialmente sustentables y no interfiera con ecosistemas marinos vulnerables.

REFERENCIAS

- Amoroso, R.O., Pitcher, C.R., Rijnsdorp, A.D., McConaughey, R.A., Parma, A.M., Suuronen, P., Eigaard, O.R., Bastardie, F., Hintzen, N.T., Althaus, F., Baird, S.J., Black, J., Buhl-Mortensen, L., Campbell, A.B., Catarino, R., Collie, J., Cowan, J.H., Durholtz, D., Engstrom, N., Fairweather, T.P., Fock, H.O., Ford, R., Gálvez, P.A., Gerritsen, H., Góngora, M.E., González, J.A., Hiddink, J.G., Hughes, K.M., Intelmann, S.S., Jenkins, C., Jonsson, P., Kainge, P., Kangas, M., Kathena, J.N., Kavadas, S., Leslie, R.W., Lewis, S.G., Lundy, M., Makin, D., Martin, J., Mazor, T., Gonzalez-Mirelis, G., Newman, S.J., Papadopoulou, N., Posen, P.E., Rochester, W., Russo, T., Sala, A., Semmens, J.M., Silva, C., Tsolos, A., Vanelslander, B., Wakefield, C.B., Wood, B.A., Hilborn, R., Kaiser, M.J., Jennings, S., 2018. Bottom trawl fishing footprints on the world's continental shelves. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115, E10275–E10282. doi:10.1073/pnas.1802379115
- Ahumada, M., Queirolo, D., Acuña, E., Gaete, E. 2013. Caracterización de agregaciones de langostino colorado (*Pleuroncodes monodon*) y langostino amarillo (*Cervimunida johni*) mediante un sistema de filmación remolcado. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 41, 199-208.
- Cubillos L.A., Cuevas M.J., 2018. Indicadores biológico-pesqueros del langostino colorado y langostino amarillo en la zona centro-sur, año 2018. Informe Técnico EPOMAR 2018-02, 46 p.
- Cubillos, L.A., Antón, J., Vilches, J. 2020. Contexto espacial de las operaciones de pesca en las pesquerías de langostino colorado y langostino amarillo. En: Cubillos L.A. (Ed.), Indicadores biológicos y pesqueros de la pesquería de langostino colorado y langostino amarillo en la zona centro-sur, año 2019. Informe Técnico 2020-01.
- Sciberras, M., Hiddink, J.G., Jennings, S., Szostek, C.L., Hughes, K.M., Kneafsey, B., Clarke, L.J., Ellis, N., Rijnsdorp, A.D., McConaughey, R.A., Hilborn, R., Collie, J.S., Pitcher, C.R., Amoroso, R.O., Parma, A.M., Suuronen, P., Kaiser, M.J., 2018. Response of benthic fauna to experimental bottom fishing: A global meta-analysis. *Fish and Fisheries* 19, 698–715. doi:10.1111/faf.12283
- Gálvez-Larach, M., 2009. Montes submarinos de Nazca y Salas y Gómez: una revisión para el manejo y conservación. *Latin American journal of aquatic research* 37, 479–500.
- Gutierrez, M., Ramirez, A., Bertrand, S., Mórón, O., Bertrand, A., 2008. Ecological niches and areas of overlap of the squat lobster “munida” (*Pleuroncodes monodon*) and anchoveta (*Engraulis ringens*) off Peru. *Progress in Oceanography* 79, 256–263. doi:10.1016/j.pocean.2008.10.019
- Haye, P.A., Salinas, P., Acuña, E., Poulin E. 2010. Heterochronic phenotypic plasticity with lack of genetic differentiation in the southeastern Pacific squat lobster *Pleuroncodes monodon*. *Evolution & Development* 12: 628–634. doi: 10.1111/j.1525-142X.2010.00447.x

Hiddink, J.G., Jennings, S., Sciberras, M., Szostek, C.L., Hughes, K.M., Ellis, N., Rijnsdorp, A.D., McConaughey, R.A., Mazor, T., Hilborn, R., Collie, J.S., Pitcher, C.R., Amoroso, R.O., Parma, A.M., Suuronen, P., Kaiser, M.J., 2017. Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114, 8301–8306. doi:10.1073/pnas.1618858114

Jennings, S., Alvsvåg, J., Cotter, A.J.R., Ehrich, S., Greenstreet, S.P.R., Jarre-Teichmann, A., Mergardt, N., Rijnsdorp, A.D., Smedstad, O., 1999. Fishing effects in northeast Atlantic shelf seas: patterns in fishing effort, diversity and community structure. III. International trawling effort in the North Sea: an analysis of spatial and temporal trends. *Fisheries Research* 40, 125–134. doi:10.1016/S0165-7836(98)00208-2

Kaiser, M.J., Hilborn, R., Jennings, S., Amaroso, R., Andersen, M., Balliet, K., Barratt, E., Bergstad, O.A., Bishop, S., Bostrom, J.L., Boyd, C., Bruce, E.A., Burden, M., Carey, C., Clermont, J., Collie, J.S., Delahunty, A., Dixon, J., Eayrs, S., Edwards, N., Fujita, R., Gauvin, J., Gleason, M., Harris, B., He, P., Hiddink, J.G., Hughes, K.M., Inostroza, M., Kenny, A., Kritzer, J., Kuntzsch, V., Lasta, M., Lopez, I., Loveridge, C., Lynch, D., Masters, J., Mazor, T., McConaughey, R.A., Moenne, M., Francis, Nimick, A.M., Olsen, A., Parker, D., Parma, A., Penney, C., Pierce, D., Pitcher, R., Pol, M., Richardson, E., Rijnsdorp, A.D., Rilatt, S., Rodmell, D.P., Rose, C., Sethi, S.A., Short, K., Suuronen, P., Taylor, E., Wallace, S., Webb, L., Wickham, E., Wilding, S.R., Wilson, A., Winger, P., Sutherland, W.J., 2016. Prioritization of knowledge-needs to achieve best practices for bottom trawling in relation to seabed habitats. *Fish and Fisheries* 17, 637–663. doi:10.1111/faf.12134

Mérigot, B., Gaertner, J.C., Brind'Amour, A., Carbonara, P., Esteban, A., Garcia-Ruiz, C., Gristina, M., Imzilen, T., Jadaud, A., Joksimovic, A., Kavadas, S., Kolitari, J., Maina, I., Maiorano, P., Manfredi, C., Micallef, R., Peristeraki, P., Relini, G., Sbrana, M., Spedicato, M.T., Thasitis, I., Vittori, S., Vrgoc, N., 2020. Stability of the relationships among demersal fish assemblages and environmental-trawling drivers at large spatio-temporal scales in the northern Mediterranean Sea. *Scientia Marina* 83, 153–163. doi:10.3989/scimar.04954.30a

Montero, J.T., Flores, A., Queirolo, D., Farias, A., Wiff, R., Lima, M., Rivera-Rebella, C., Ahumada, M., 2020. Potential effects of bycatch from the squat lobster fisheries in Central Chile on the benthic ecosystem: a survey data approach. *Mar. Freshw. Res.* 71, 1281–1293.

Ponce, T., Cubillos, L.A., Ciancio, J., Castro, L.R., Araya, M. 2021. Isotopic niche and niche overlap in benthic crustacean and demersal fish associated to the bottom trawl fishing in south-central Chile. *Journal of Sea Research* 173, 102059.

Queirolo, D., Erzini, K., Hurtado, C.F., Gaete, E., Soriguer, M.C., 2011. Species composition and bycatches of a new crustacean trawl in Chile. *Fisheries Research* 110, 149–159. doi:10.1016/j.fishres.2011.04.001

Quiroz, J.C., Wiff, R., Montenegro, C. 2005. Factores que afectan las tasas de captura de langostino amarillo (*Cervimunida johni*) en la zona norte de Chile. Invest. Mar., Valparaíso 33, 43-55.

Yáñez, E., Silva, C., Vega, R., Espíndola, F., Álvarez, L., Silva, N., Palma, S., Salinas, S., Menschel, E., Häussermann, V., Soto, D., Ramírez, N., 2009. Seamounts in the southeastern Pacific Ocean and biodiversity on Juan Fernandez seamounts, Chile. Latin American Journal of Aquatic Research 37, 555-570.

4. Crecimiento de langostino colorado y langostino amarillo en la zona centro-sur, año 2025

Blanca Bustos, Luis A. Cubillos

AUTORES

COLABORADORES:

Germán Vásquez
Juan Antón Heredia
María José Cuevas

Bustos, B., & Cubillos, L.A., (2026). Capítulo 4: Crecimiento de langostino colorado y langostino amarillo en la zona centro-sur, año 2025. Cubillos L.A. (Ed.), Desempeño operacional de indicadores biológico-pesqueros del langostino colorado y amarillo, y evaluación de stock año 2025. Universidad de Concepción, Informe Técnico EPOMAR 2026-01, p. 61-68.

RESUMEN

Con el objetivo de identificar el número probable de grupos de edad (asumiendo distribución normal) en los datos de frecuencia de tallas de langostino colorado y langostino amarillo, se realizó un análisis de frecuencia de tallas por caladero. La descomposición de las distribuciones en componentes normales se efectuó mediante modelos de mezcla utilizando el paquete ‘mixtools’ para R. Posteriormente el número de grupos de edad se estimó a partir de cambios (saltos) en las tallas medias ordenadas de menor a mayor, aplicando el algoritmo PELT implementado en el paquete ‘changepoint’ para R. En el langostino colorado se identificaron 8 grupos de edad en hembras y 11 en machos; en langostino amarillo 6 y 11 grupos de edad, respectivamente. Las tallas medias estimadas para estos grupos de edad sugieren patrones de crecimiento similares entre sexos en ambas especies, aunque con diferencias en la longevidad relativa, reflejadas en un mayor número de grupos identificados en machos. Bajo este enfoque, se estima que la fracción explotable se incorpora aproximadamente entre los tres a cuatro años.

INTRODUCCION

El crecimiento de los crustáceos se caracteriza por ser un proceso discreto o discontinuo, determinado por los períodos de muda e intermuda (Hartnoll, 1982). Además, los crustáceos pueden tener un crecimiento indeterminado que se caracteriza por continuar creciendo después de la madurez sexual. El reemplazo del caparazón en cada muda implica una desconexión entre los tejidos vivos y la cutícula extracelular, que absorbe agua para expandir el nuevo caparazón. Por lo general, las dimensiones corporales se mantienen constantes después de cada muda (Chang, 1995). En los crustáceos galateidos la muda está sincronizada después del período de portación y eclosión de las larvas, mientras los machos mudan su caparazón antes que las hembras (Thiel y Lovrich, 2011). Uno de los problemas del análisis del crecimiento de los crustáceos se debe a la imposibilidad de leer la edad debido a la pérdida de registros en estructuras calcificadas con cada muda, a excepción del molinillo gástrico y del pedúnculo ocular (Kilada et al., 2012). No obstante, los métodos más utilizados son indirectos y se basan en el número y la frecuencia de mudas, el análisis de frecuencia de tallas, mantención en cautiverio, métodos de marcaje y recaptura, e histoquímicas (Vogt, 2012). A su vez, la modelación del crecimiento incluye una variedad de modelos (Chang et al., 2012).

El langostino colorado (*Grimothea monodon*) y langostino amarillo (*Grimothea johni*) son especies distribuidas a lo largo de las costas del Perú y Chile. El crecimiento de ambas especies ha sido estudiado mediante análisis de frecuencia de tallas por diversos autores (Roa, 1993; Roa y Tapia, 1998; Quiroz et al., 2006; Cubillos y Bustos, 2020; Cubillos y Bustos, 2021), cuyos enfoques se basan en ajustar modelos de mezcla de distribuciones normales para descomponer la distribución de tallas en componentes asociados a cohortes. De acuerdo con Roa (1993) y Roa-Ureta (2010), la asignación de clases anuales se sustenta en el supuesto de que los individuos de mayor edad alcanzan tallas superiores a las de los individuos más jóvenes; en consecuencia, los saltos en las tallas medias detectados en las muestras de distribución de frecuencia de longitudes (DFL) pueden emplearse como criterio para identificar clases de edad. Lo anterior, siempre y cuando ocurra un solo reclutamiento

anual y un periodo de muda por año.

Comprender el proceso de crecimiento de especies marinas es esencial para el análisis cuantitativo de la evaluación de stock (Chang et al., 2012). Sin embargo, la descripción del proceso en crustáceos es un desafío debido al carácter discontinuo del crecimiento. En este contexto, la presencia de grupos con tallas similares puede interpretarse como un indicador del número de grupos de edad presentes en la fracción explotable, en la medida en que dicho número se refleje en los saltos de las tallas medias entre componentes. De esta manera, el objetivo de este trabajo fue estimar el número de grupos normales de edad en la distribución de tallas e implementar una técnica de análisis estructural de series de tiempo para detectar cambios (saltos) en las tallas medias ordenadas en forma ascendente.

MATERIALES Y METODOS

Datos

Los datos provienen de muestras obtenidas de las capturas de la flota de arrastre que operó durante 2025 en zonas de pesca localizadas entre 35° 30'S y 37°S. Finalizado el virado de la red y una vez expuesta la captura en cubierta, se reservaron dos cajas de 16 kg cada una. Las cajas fueron rotuladas con la información del lance y del área de pesca y, tras el desembarque, se trasladaron al laboratorio de la Universidad de Concepción. En el laboratorio, los ejemplares fueron identificados, sexados, medidos y pesados. La longitud del caparazón se midió como la distancia comprendida entre la órbita ocular y el extremo posterior del caparazón, utilizando un pie de metro con precisión de 0,1. El peso total de los individuos completos (incluyendo quelípodos) se registró con una balanza monoplato de 0,01 g de precisión.

Modelo de Mezcla Gaussiano

Se utilizaron las mediciones de longitud del cefalotórax de machos y hembras para identificar el número de clases de edad presentes. Se asumió que cada distribución de frecuencia de longitudes (DFL) es consecuencia de una mezcla de n distribuciones normales, donde cada una de las componentes se caracteriza por su media (μ), desviación estándar (σ) y proporción de mezcla (p). La identificación preliminar del número de componentes normales se apoyó en una inspección visual de los histogramas de frecuencia, y la estimación de parámetros se realizó mediante un algoritmo de máxima verosimilitud implementado en el paquete “mixtools” (Benaglia et al., 2009) para el software R (R Core Team, 2021).

La estimación de los parámetros se realizó de manera iterativa e incluyó: i) un ajuste inicial sin restricciones para cada DFL por zona y mes, utilizando un número tentativo de componentes; ii) en caso de sobreposición de al menos dos medias estimadas, se disminuía el número de componentes, imponiendo como criterio que las medias debían mantener un orden ascendente (Roa, 1993); y iii) cuando el algoritmo no alcanzó convergencia, se aplicaron restricciones sobre los parámetros, acotando las medias y/o la desviación estándar.

En particular, cuando la desviación estándar estimada superó 3-3,5 mm, se registró un máximo de 2 mm para estabilizar el ajuste y evitar componentes excesivamente dispersos.

Una vez estimadas, las medias de los componentes se ordenaron de menor a mayor, siguiendo uno de los criterios propuestos por Roa (1993). Dado el carácter discontinuo del crecimiento en crustáceos, se asume que las tallas medias de cada componente normal, estimadas por zona y mes, representan aproximaciones a las tallas medias de cada grupo de edad presente en la población. Para identificar cambios (saltos) múltiples en la secuencia de medias ordenadas, se aplicó el algoritmo Pruned Exact Linear Time (PELT) propuesto por Killick et al. (2012), e implementado en el paquete “changepoint” para R (Killick et al., 2014). Bajo este enfoque, se considera que el número de quiebres detectados en la secuencia de las medias corresponde al número de clases de edad.

RESULTADOS

Análisis de frecuencia de longitudes

Las tallas medias ordenadas de menor a mayor para machos y hembras se presentan en la **Figura 4.1**. En general, los puntos de quiebre (saltos) se distinguen con mayor claridad en el langostino amarillo que en el langostino colorado, lo cual podría estar influido por la disponibilidad de datos y la cobertura de muestreo en el langostino colorado.

En el langostino colorado, el análisis de puntos de quiebre aplicado a la secuencia ordenada de tallas permitió identificar 8 grupos en hembras y 11 en machos. Las tallas medias asignadas a cada grupo se resumen en la **Tabla 4.1**, y son consistentes con un patrón de crecimiento discontinuo. En ambos sexos, la asignación de grupos se inicia en la edad 2, dado que no se dispone de ejemplares representativos de edades tempranas en las muestras analizadas (**Figura 4.1.A**, **Tabla 4.1**).

Para el langostino amarillo, se identificaron 6 grupos de hembras y 11 grupos de machos. Las tallas medias de estos grupos se asignaron secuencialmente a partir de la edad 2 (**Figura 4.1.B**, **Tabla 4.1**). La relación entre talla media y edad aparente tiende a ser aproximadamente lineal en ambos sexos, lo que probablemente refleja la ausencia o escasa representación de individuos de edades tempranas en las muestras disponibles, más que un patrón de crecimiento estrictamente lineal (**Figura 4.1.B**).

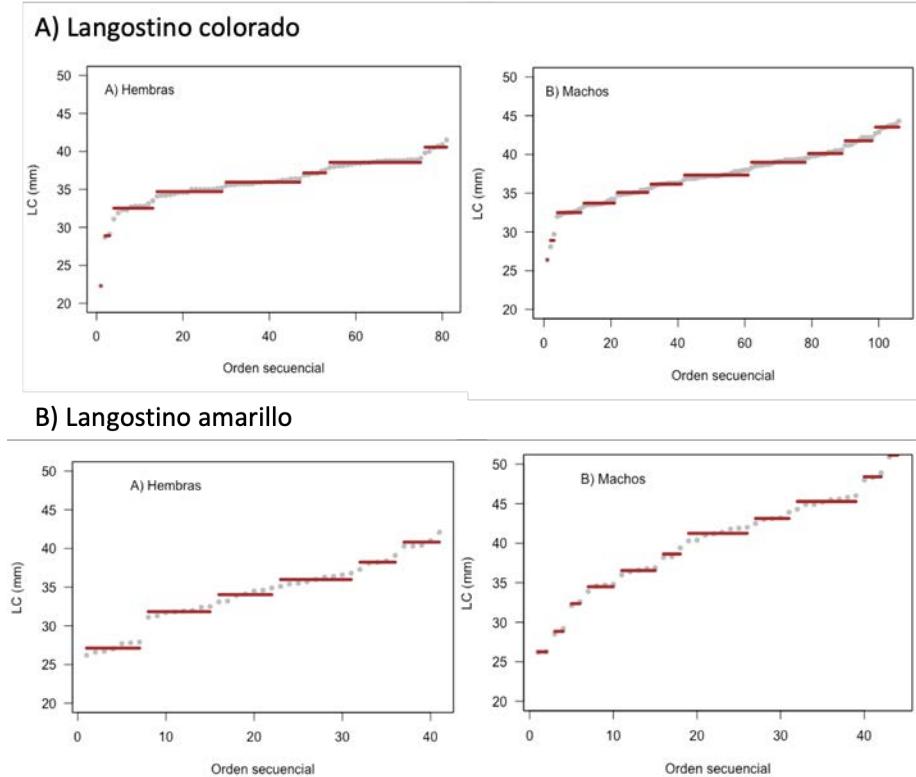


Figura 4.1. Longitudes medias obtenidas del modelo de mezcla gaussiano, ordenadas de menor a mayor para machos y hembras de langostino colorado (A), y machos y hembras de langostino amarillo (B). Las líneas horizontales de color rojo representan la longitud media del análisis de segmentación, y el número de segmentos se asume igual al número de grupos de edad.

Tabla 4.4.1. Tallas promedio asociadas a grupos de edad de langostino colorado y langostino amarillo, durante el año 2025.

Edad relativa	Langostino colorado		Langostino amarillo	
	Hembra LC (mm)	Macho LC (mm)	Hembra LC (mm)	Macho LC (mm)
2	22.3	26.4	27.1	26.3
3	28.9	28.9	31.8	28.9
4	32.5	32.5	34.0	32.4
5	34.7	33.7	36.0	34.5
6	35.9	35.1.	38.2	36.5
7	37.2	36.2	40.8	38.6
8	38.6	37.3		41.3
9	40.6	39.0		43.1
10		40.1		45.3
11		41.8		48.4
12		43.5		51.2

Tabla 4.2. Tallas promedio asociadas a grupos de edad de langostino colorado y langostino amarillo, durante los años 2024.

Edad relativa	Langostino colorado		Langostino amarillo		
	Hembra (mm)	LC	Macho (mm)	LC	Hembra (mm)
2	27.2		25.6		25.7
3	32.0		29.8		29.6
4	33.6		32.1		31.9
5	35.0		34.2		34.7
6	36.5		35.8		37.7
7	38.1		37.3		41.1
8	39.8		38.2		
9	44.0		39.3		
10			40.4		45.7
					48.7

DISCUSION

El análisis de frecuencia de tallas es uno de los métodos más utilizados para analizar el crecimiento de crustáceos, dado que mudan el caparazón sin dejar registros de marcas de crecimiento en partes duras. Precisamente, el crecimiento de los crustáceos es discreto y depende del número de eventos de muda. Si existe sincronía en la época de muda, y ocurre una vez al año, entonces las tallas de las cohortes que se han originado en años diferentes se mezclarán en los datos de frecuencia de tallas. La variación de la talla reflejará diferentes mezclas y, por lo tanto, analizar diferentes muestras de datos de frecuencia de tallas revelará tallas similares si provienen de una misma clase anual. Esto implica un supuesto adicional importante: que machos y hembras de langostino colorado y langostino amarillo forman agregaciones estructuradas por tamaño, y que, por lo tanto, datos de frecuencia de talla agrupados no permitirían una buena discriminación acerca del número de clases de edad que podrían estar presentes en la estructura de tallas (Cubillos et al., 2020).

De acuerdo con lo anterior, los saltos en las tallas medias ordenadas de menor a mayor pueden utilizarse para inferir el número de grupos de edad. Este supuesto fue consistente con los resultados del análisis de cambios estructurales mediante ‘changepoint’ identificándose en el langostino colorado 8 grupos de edad en hembras y 11 en machos. Al comparar con el año 2024, el número de grupos de edad en hembras se mantuvo estable tanto para langostinos colorados como para langostinos amarillos, mientras que en machos se observó un incremento de 9 a 11 grupos de edad en ambas especies.

Las tallas medias estimadas para estos grupos de edad sugieren patrones de crecimiento similares entre machos y hembras; sin embargo, se observan diferencias en la longevidad relativa, particularmente en langostino amarillo, donde los machos presentan un mayor número de grupos identificados. En ambas especies, la talla promedio del primer grupo de edad fue estimada en 26 y 27 mm, lo que podría corresponder a la talla de reclutamiento y/o a grupos de edad mayores que ingresan efectivamente a los caladeros de

pesca. Bajo este enfoque, se estima que la fracción explotable se incorpora aproximadamente entre los tres y los cuatro años.

REFERENCIAS

- Benaglia, T., Chauveau, D., Hunter, D.R., Young, D.S., 2009. mixtools: An R package for analyzing finite mixture models. *Journal of Statistical Software* 32, 1–29.
- Chang, E.S. 1995. Physiological and biochemical changes during the molt cycle in decapod crustaceans: an overview. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 193, 1–14.
- Chang, Y.J., Sun, C.L., Chen, Y. et al. 2012. Modelling the growth of crustacean species. *Review in Fish Biology and Fisheries* 22, 157–187. <https://doi.org/10.1007/s11160-011-9228-4>
- Cubillos, L.A., Bustos, B., Franco, M., Aguilar, A., Antón, J. 2020. Crecimiento y tasas de mortalidad de langostino amarillo en el extremo sur de su distribución, Isla Santa María-Isla Mocha (36°50'S-38°20'S). En: Cubillos L.A. (Ed.), Indicadores biológicos y pesqueros de la pesquería de langostino colorado y langostino amarillo en la zona centro-sur, año 2019. Informe Técnico EPOMAR 2020-01.
- Cubillos, L.A., Bustos, B. 2021. Crecimiento de langostino colorado en Chile central (35°S-37°S). En: Cubillos L.A. (Ed.), Indicadores biológicos y pesqueros de la pesquería de langostino colorado y langostino amarillo en la zona centro-sur, año 2020. Informe Técnico EPOMAR 2021-01.
- Hartnoll, R.G. 1982. Growth. In: Abele LG, Bliss DE (eds) *The biology of crustacea*, vol. 2, embryology, morphology, and genetics. Academic Press, New York, pp. 111–196
- Kilada, R., Sainte-Marie, B., Rochette, R., Davis, N., Vanier, C., Campana, S., 2012. Direct determination of age in shrimps, crabs, and lobsters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 69, 1728–1733. doi:10.1139/cjfas-2012-0254
- Killick, R., Fearnhead, P., Eckley, I.A., 2012. Optimal Detection of Changepoints With a Linear Computational Cost. *Journal of the American Statistical Association* 107, 1590–1598. doi:10.1080/01621459.2012.737745
- Killick, Rebecca and Eckley, Idris (2014) changepoint: an R package for changepoint analysis. *Journal of Statistical Software*, 58 (3). pp. 1-19. ISSN 1548-7660
- Quiroz, J.C., Montenegro, C., Báez, P., Espíndola, F., Canales, C., 2006. Dinámica y estructura poblacional del langostino colorado III y IV Regiones, Informe Final FIP IT/2005- 41.
- R Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>

-
- Roa, R. 1993. Annual growth and maturity function of the squat lobster *Pleuroncodes monodon* in central Chile. Marine Ecology Progress Series 97, 157-166.
- Roa, R., Tapia, F., 1998. Spatial differences in growth and sexual maturity between branches of a large population of the squat lobster *Pleuroncodes monodon*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 167, 185–196.
- Roa-Ureta, R.H., 2010. A likelihood-based model of fish growth with multiple length frequency data. Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics 15, 416– 429.
- Thiel M. y G. A. Lovrich. 2011. Agonistic behaviour and reproduction biology of squat lobster, pp. 223-248. En: Poore G. C. B., S. T. Ahyong y J. Taylor (eds.) The biology of squat lobsters. CSIRO Publishing: Melbourne and CRC Press: Boca Raton.
- Vogt, G., 2012. Ageing and longevity in the Decapoda (Crustacea): A review. Zoologischer Anzeiger - A Journal of Comparative Zoology 251, 1–25.
- Warton, D.I., Wright, I.J., Falster, D.S., Westoby, M., 2006. Bivariate line-fitting methods for allometry. Biological Reviews 81, 259–291. doi:10.1017/S1464793106007007

5. Modelo de evaluación de stock estructurado por edad con heterogeneidad espacial para la pesquería de camarón nailon en Chile (Acción 1, Proyecto OSF-MSC)

María José Cuevas, Luis A. Cubillos
Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile

Citar como:

Cuevas, Ma.J., Cubillos L.A., 2026. Modelo de evaluación de stock estructurado por edad con heterogeneidad espacial para la pesquería de camarón nailon en Chile (Acción 1, Proyecto OSF-MSC). Cubillos L.A. (Ed.), Desempeño operacional de indicadores biológico-pesqueros del langostino colorado y amarillo, y evaluación de stock año 2025. Universidad de Concepción, Informe Técnico EPOMAR 2026-01, p. 69-90.

RESUMEN

La pesquería de camarón nailon (*Heterocarpus reedi*) en Chile, certificada bajo el estándar del Marine Stewardship Council (MSC), mantiene una condición abierta en el Principio 1, asociada a la necesidad de reglas claras y robustas de control de la captura. En este contexto, este informe desarrolla la primera fase del proyecto OSF-MSC mediante la implementación de un modelo de evaluación edad-estructurado y explícitamente espacial en dos zonas (norte y sur), que representa el recurso como un stock único con heterogeneidad en la explotación y la disponibilidad.

El modelo integra series históricas 1961–2024 de desembarques, CPUE, biomasa de cruceros de evaluación directa y composiciones de tallas, y se estima en AD Model Builder (ADMB) mediante máxima verosimilitud penalizada, definiendo una función objetivo integrada que combina los términos de verosimilitud de cada fuente de información con términos de penalización/regularización (priors implementados como penalizaciones en la función objetivo) para restringir parámetros biológicos, de observación y procesos poblacionales a rangos plausibles y coherentes con el conocimiento previo del recurso; el ajuste se evalúa con diagnósticos de residuales y desempeño retrospectivo basado en el estadístico ρ de Mohn.

Los resultados indican un ajuste globalmente adecuado ($SDNR \approx 1$ y residuales mayormente aleatorios), aunque la CPUE muestra desviaciones respecto de los supuestos i.i.d., lo que sugiere incertidumbre adicional asociada a cambios en la capturabilidad u la operación. El análisis retrospectivo evidencia un sesgo mínimo ($\rho_{SSB} \approx -0,01$; $\rho_F \approx 0,00$; $\rho_R \approx 0,02$) y las trayectorias estimadas reflejan períodos históricos de baja biomasa y alta mortalidad por pesca, seguidos de fases recientes de mortalidad moderada y señales de estabilización o de recuperación parcial de la biomasa desovante. En el año terminal, el stock se ubicó en $BD_{2024}/BD_{RMS} = 1,56$ y $F_{2024}/FR_{RMS} = 0,72$ (condición de subexplotación), lo que proporcionó una base consistente para el diagnóstico del estatus y el diseño posterior de Evaluaciones de Estrategias de Manejo (EEM) y reglas de control de cosecha acordes con las exigencias del MSC.

INTRODUCCIÓN

El camarón nailon (*Heterocarpus reedi*) es un decápodo demersal asociado a fondos arenofangosos y rocosos, de dieta omnívora y ciclo reproductivo invernal-primaveral (Bahamonde y Henríquez, 1970; Arana et al., 1975, 1976; Andrade y Báez, 1980; Acuña et al., 1997). Según Andrade y Baez (1980), la distribución del camarón nailon se extiende sobre el talud continental superior en profundidades de 200-550 m y latitudinalmente desde aproximadamente Antofagasta (23°48'S) hasta Puerto Saavedra (39°00'S). Desde 1953, constituye una de las principales pesquerías de crustáceos demersales de Chile (Arana, 1970; Arana y Nakanishi, 1971; Acuña y Arancibia, 1996; Mujica et al., 2011).

Dada su amplia distribución y el carácter espacialmente heterogéneo de su dinámica y explotación, resulta fundamental contar con una evaluación que sustente decisiones de manejo coherentes a escala de toda la unidad de pesquería y sirva de base para el diseño y la evaluación de reglas de control de cosecha (RCC) en un marco de Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM).

Los registros de desembarques aumentaron desde 53 t en 1945 hasta valores cercanos a 11 mil t a mediados de los años sesenta y noventa (Arana, 1970), para luego disminuir y estabilizarse en torno a 3,5 mil t en 2003. La flota está constituida por embarcaciones industriales (21-23 m de eslora) y artesanales (eslora < 18 m), las que operan con red de arrastre de fondo. En 2021 operaron 25 embarcaciones (18 industriales y 7 artesanales), que realizan pesca de arrastre entre 100 y 750 m de profundidad, con capturas por viaje entre 0,5 y 15 t y diferencias relativamente menores entre flotas (Zilleruelo et al., 2023). Entre 1997 y 2000 la flota operó en prácticamente todo el rango de distribución, y los cierres temporales de la pesquería de langostinos en la zona centro-sur en 2001-2002 y su reapertura en 2003 condujeron a una concentración sostenida de la pesca entre Coquimbo y Biobío, con muy baja actividad en la Región de Atacama desde el año 2013.

La pesquería se encuentra en régimen de plena explotación y se administra mediante cuotas anuales de captura, complementadas con regulación del arte de pesca y vedas de carácter reproductivo. En este marco, el Comité Científico y Técnico de Crustáceos Demersales (CCT-CD) analiza el estado del recurso y propone rangos de CBA en función de niveles de riesgo y criterios de estabilidad interanual, bajo una estrategia de explotación basada en una mortalidad por pesca constante orientada al rendimiento máximo sostenible (RMS).

En la práctica, el manejo del camarón nailon se sustenta en una sola unidad poblacional a lo largo de su distribución, pero la evaluación de stock distingue dos subunidades: una zona centro-norte (Regiones de Antofagasta a Coquimbo) y una zona centro-sur (Regiones de Valparaíso a Biobío). El procedimiento de evaluación actual, asume independencia entre estas subunidades, lo que no es coherente con el supuesto de una única población con heterogeneidad espacial en la estructura poblacional. Así, el estado del stock se establece mediante modelos de evaluación estructurados por edad que utilizan datos de la pesquería (capturas, composición de tallas y CPUE) e índices de biomasa y composición de tallas de un crucero de arrastre (Ibarra et al., 2024). La biomasa reproductivo constituye el indicador principal del estado del stock y la mortalidad por pesca el indicador de presión de

explotación; ambos se analizan de manera independiente para establecer una CBA parcial por subunidad, cuya suma define la medida de manejo. Este procedimiento puede derivar en una CBA total que no refleja de forma coherente las diferencias en el estado de explotación entre zonas, debido a que combina resultados de modelos sujetos a fuentes de incertidumbre y niveles de productividad distintos. Además, la operación de los arrastreros a lo largo de toda el área debilita la hipótesis de independencia entre subunidades, y la presión pesquera más intensa en la zona centro-sur se asocia a indicadores biológico-pesqueros menos favorables que en la zona centro-norte.

La Asociación de Industriales y Armadores Pesqueros de la Región de Coquimbo y Camanchaca Pesca Sur, que participan de la pesquería del camarón nailon, se encuentran certificadas bajo el estándar del Marine Stewardship Council (MSC), pero mantienen una condición abierta en el Principio 1, relativa a la revisión e implementación de reglas de control de cosecha (RCC) claras, precautorias y robustas frente a las incertidumbres de la evaluación. Entre estas destacan la organización espacial del stock, la heterogeneidad en la composición por talla y madurez, las diferencias en selectividad y biomasa vulnerable y las distintas hipótesis de conectividad entre zonas. En este contexto, el proyecto OSF-MSC se orienta, en esta primera fase, al desarrollo de un modelo de evaluación estructurado por edad y espacialmente explícito para toda la unidad de pesquería de camarón nailon.

El objetivo de este documento es desarrollar un enfoque de evaluación a través de un modelo que permita un único diagnóstico de la unidad de pesquería, y que sea un puente para un modelo operativo dentro de un marco de Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM). En el presente informe se describe y analiza únicamente su formulación y desempeño como modelo de evaluación, mientras que su uso como modelo operativo para la exploración de distintas RCC se abordará en la fase 2 del proyecto.

METODOLOGÍA

Fuentes de datos

Se utilizaron datos dependientes e independientes de la pesquería de camarón nailon, desagregados en dos zonas: la zona norte, definida entre el límite norte de la región de Antofagasta y el límite sur de la región de Coquimbo, y la zona sur, que comprende el área entre el límite norte de la región de Valparaíso y el límite sur de la región del Biobío.

La principal fuente de información fue la base de datos del Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), generada a partir del levantamiento sistemático realizado en el marco del proyecto “Situación de la Pesquería de Crustáceos”, vigente desde 1995 hasta la fecha (Ibarra et al., 2024). Para los años anteriores, se utilizaron los antecedentes del proyecto “Diagnóstico de las Principales Pesquerías Nacionales Demersales (Crustáceos), Zona Central” (CORFO). La biomasa vulnerable y las distribuciones de tallas se obtuvieron a partir de los cruceros de evaluación directa, mientras que los desembarques se extrajeron de los anuarios estadísticos de SERNAPESCA. Los parámetros de crecimiento, la mortalidad natural y la proporción de hembras maduras se tomaron de las fuentes bibliográficas resumidas en la Figura 5.1.



Figura 5.5.1. Datos disponibles para la evaluación de camarón nailon (1961:2024).

Modelo poblacional

El modelo de dinámica poblacional conjunto para dos áreas de explotación se implementó en ADMB (Fournier et al., 2012) a partir del modelo de estimación edad-estructurado con datos de tallas descrito por Ibarra et al. (2024). Como ajuste metodológico central, se incorporó explícitamente la dimensión espacial, distinguiendo entre una zona norte y una zona sur. Aun cuando ambas zonas se analizan separadamente en términos espaciales, se asumen como parte de un único stock, y su estado poblacional se estima de forma conjunta. Los parámetros y ecuaciones empleados se detallan en el **Anexo 1 (Tablas A-1 y A-2)**.

El modelo considera una estructura poblacional basada en una división conceptual del área de distribución del recurso, empleada para representar posibles diferencias espaciales en la explotación y la disponibilidad, sin implicar independencia biológica entre zonas. En consecuencia, la evaluación consolidó un único modelo que integra la información anual y desagregada por zonas de desembarque, CPUE, estructuras de tallas y biomasa de los cruceros de evaluación directa para obtener un estimador conjunto del estado del stock.

Se asumió como supuesto principal una relación stock–recluta de Beverton y Holt (Ec. A.2.1, Tabla A-2), en la que el reclutamiento total se modela como función de la biomasa reproductiva combinada de ambas zonas. A partir de ese reclutamiento total, el modelo estima cómo se reparte espacialmente entre la zona norte y la zona sur mediante un factor de asignación que puede variar en el tiempo, bajo una penalización de suavidad (**A2.2-A5.2, A5.3, Tabla A-2**). Este enfoque permite que la contribución relativa de cada zona al reclutamiento total cambie en el tiempo, sin asumir que existen dos stocks biológicos independientes. Posteriormente, los niveles de explotación se determinaron según la mortalidad por pesca estimada para cada zona y cada año.

En cada zona, la abundancia a la edad del año 1 se modeló según la Ec. A.2.4 (**Tabla A-2**), y la dinámica general de la abundancia por zonas se determinó siguiendo la ecuación A.2.4 (**Tabla A-2**). Los coeficientes de selectividad y capturabilidad específicos por edad, tanto de la flota comercial como de la de crucero, de evaluación directa, variaron por zona, pero no con el tiempo. En ambos casos, la selectividad se modeló mediante una función logística (A.2.7, **Tabla A-2**).

Las capturas por zonas a la edad se modelaron utilizando la ecuación de Baranov (**A.3.1, Tabla 2**). Para la estimación del desembarque, se estimó la captura en número a la talla y, luego, el desembarque en peso a partir del peso medio a la talla (**A.3.2, Tabla A-2**). Finalmente, la biomasa total y la biomasa reproductiva se calcularon según las ecuaciones **A.2.5 y A.2.6 (Tabla A-2)**, respectivamente.

El modelo se ajustó al índice de biomasa vulnerable de cruceros, y a la composición por tallas obtenidas en el crucero de evaluación de arrastre. Los modelos de las observaciones se resumen en la Ec. A.3.3 (**Tabla A-2**), donde se destaca que la estimación, de forma independiente de la capturabilidad, se asumió invariante con el fin de asegurar que las observaciones acústicas reflejen lo que ocurre en el crucero y sean independientes de las

capturas. La abundancia de la evaluación directa y la proporción predicha de la captura para la flota, la talla y el año se obtuvieron a partir de la Ec. A.3.4 (**Tabla A-2**).

Funciones de verosimilitud

Se emplearon diferentes funciones de log-verosimilitud en el proceso de estimación (**A.4, Tabla A-2**). Los modelos de error para el desembarque de la flota y el índice de biomasa asumieron una función de log-verosimilitud negativa lognormal. Se supuso que la desviación estándar de los índices de abundancia no varió en el tiempo ni entre zonas (**A.4.1, A.4.2, Tabla A-2**).

Para la proporción de individuos capturados por tallas, tanto en la flota como en la evaluación acústica, se empleó una función de log-verosimilitud negativa multinomial (**ecuación A.4.3, Tabla A-2**).

La función objetivo (**A.6. Tabla 2**) incluyó, además, penalizaciones que controlan la variabilidad interanual del reclutamiento, la coherencia espacial entre zonas y la suavidad temporal del factor de asignación espacial, estabilizando la estimación de los parámetros y evitando soluciones no realistas (**A.5.1, 5.2, 5.3 Tabla A-2**). Asimismo, se utilizaron priors normales informativas para parámetros clave del modelo, incluyendo el coeficiente de crecimiento de von Bertalanffy (k), la mortalidad por pesca (M), los coeficientes de capturabilidad de los índices de abundancia (q) y los parámetros de selectividad de la flota, a fin de restringir el espacio de soluciones a valores biológicamente plausibles y coherentes con estudios previos (**A.5.4, Tabla A-2**).

Procedimiento de estimación, ajuste y diagnósticos

La estimación de los parámetros del modelo se realizó mediante verosimilitud penalizada en ADMB, de acuerdo con la formulación descrita (**Sección 3.2**). La función objetivo combinó los términos de verosimilitud asociados a las capturas anuales, los índices de abundancia (CPUE y biomasa del crucero) y la composición por tallas por zona y flota, asumiendo errores lognormales para las series de captura e índices, y errores multinomiales para las frecuencias de tallas (ver **Sección 3.3**). Adicionalmente, se incorporaron términos de penalización sobre parámetros clave (por ejemplo, reclutamientos anuales, abundancias iniciales, parámetros de la relación stock–recluta y coeficientes de selectividad), así como priors normales informativas para parámetros biológicos y de capturabilidad, con el fin de restringir el espacio de soluciones a valores biológicamente plausibles y coherentes con los antecedentes previos de la pesquería.

El proceso de optimización se implementó en fases, comenzando con un conjunto reducido de parámetros estructurales (por ejemplo, mortalidad natural, parámetros de crecimiento y de selectividad suavizada), liberando progresivamente parámetros adicionales, tales como los reclutamientos anuales y los parámetros de la relación stock–recluta. En el modelo base presentado en este informe, la capturabilidad se asumió constante en el tiempo; la incorporación de efectos anuales en la capturabilidad se considera un análisis de sensibilidad para la fase EEM/HCR. Este esquema de optimización por etapas tuvo como objetivo mejorar

la estabilidad numérica del ajuste y reducir la probabilidad de convergencia a óptimos locales de baja plausibilidad biológica. Una vez alcanzada la convergencia de la función objetivo, se calculó la matriz de varianzas y covarianzas mediante la aproximación de Hessiano, lo que permitió derivar errores estándar e intervalos de confianza para los parámetros y las trayectorias de biomasa, reclutamiento y mortalidad por pesca.

La calidad del ajuste se evaluó mediante un conjunto de diagnósticos estándar aplicados a las distintas fuentes de información (Carvalho et al., 2021). En primer lugar, se calcularon residuales estandarizados por serie (capturas, CPUE y biomasa del crucero en cada zona) y se representaron en el tiempo, junto con bandas de referencia de ± 3 desviaciones estándar, para verificar su magnitud relativa y la ausencia de tendencias evidentes. Sobre estas mismas series de residuales se aplicaron pruebas de aleatoriedad e independencia, con el fin de contrastar los supuestos de errores aproximadamente independientes e idénticamente distribuidos.

En segundo lugar, se generaron gráficos comparativos entre los valores observados y predichos de capturas, CPUE y biomasa acústica, por zona y tipo de índice, con el fin de evaluar la capacidad del modelo para reproducir las tendencias de mediano y largo plazo y la variabilidad interanual de las series de observación. Complementariamente, se calcularon y representaron las funciones de autocorrelación de los residuales de capturas e índices, por serie y zona, para detectar la posible existencia de una estructura temporal no explicada por el modelo.

Adicionalmente, se calculó la desviación estándar de los residuales normalizados (SDNR) para cada tipo de dato (capturas, índices de abundancia y tallas promedio), considerando tanto la zona norte como la sur. Estos valores se utilizaron como medida sintética de la consistencia entre la varianza observada de los errores y la asumida en los modelos de observación, y se resumieron gráficamente para facilitar la comparación entre componentes de la verosimilitud.

Como parte de la evaluación de la robustez del modelo, se realizó un análisis retrospectivo orientado a cuantificar la estabilidad de las estimaciones ante la eliminación de información reciente. Para ello, se generó una serie de corridas truncadas (“peels”), en las que se retiraron sucesivamente uno, dos, tres, cuatro y cinco años del extremo más reciente de todas las series de datos (capturas, índices de abundancia y composiciones en tallas), manteniendo inalterada la estructura del modelo y el conjunto de parámetros estimados en cada corrida. Para cada “peel” se estimaron nuevamente las trayectorias de biomasa reproductiva, reclutamiento y mortalidad por pesca en el periodo histórico, de forma comparable con la evaluación completa.

A partir de estas corridas retrospectivas se calculó, para cada indicador principal, el estadístico ρ de Mohn como medida cuantitativa del sesgo retrospectivo, siguiendo la formulación propuesta por Mohn (1999) y las recomendaciones metodológicas de ICES (2015). En términos generales, ρ se define como el promedio, a través de los “peles”, de los errores relativos entre la estimación del indicador en el año comparable de la corrida truncada y la estimación del mismo año en la corrida completa. Este procedimiento permitió disponer,

en la etapa de resultados, de métricas formales para evaluar la estabilidad retrospectiva del modelo y considerar dicha información en la interpretación del estatus del stock y en la discusión de su manejo.

Evaluación del estatus del recurso

El estatus del stock se evaluó con base en puntos biológicos de referencia (PBR) asociados al rendimiento máximo sostenible (RMS), definidos a partir de modelos de biomasa reproductiva (desovante) por recluta (BDPR/SPR) y de rendimiento por recluta, manteniendo la estructura espacial en dos zonas, pero estimando los niveles de referencia a escala de stock único. A partir de estos modelos se obtuvieron los valores de biomasa reproductiva (desovante) y mortalidad por pesca asociados al RMS (BD_{RMS} y F_{RMS}), que se utilizaron como escala de comparación para las trayectorias estimadas por el modelo poblacional.

La condición del recurso se describió mediante razones adimensionales BD/BD_{RMS} y F/F_{RMS} , calculadas para cada año del periodo evaluado. Sobre esta base, se construyó un diagrama de fases en el plano (BD/BD_{RMS} , F/F_{RMS}), en el que cada punto representa el estado del stock en un año determinado. Este diagrama permite visualizar de manera integrada la relación entre el nivel de biomasa y la intensidad de explotación, así como identificar cambios en el estatus del stock a lo largo del tiempo.

La clasificación del estado del recurso siguió los criterios definidos por el Comité Científico y Técnico de Crustáceos Demersales (CCT-CD), en los cuales se distinguen categorías de:

- i) Plena explotación, cuando la biomasa reproductiva (desovante) se encuentra en torno a la biomasa asociada al RMS y la mortalidad por pesca no excede sustancialmente el F_{RMS} .
- ii) ii) Sobreexplotación, cuando la biomasa reproductiva (desovante) cae por debajo de un umbral de referencia (por ejemplo, $BD/BD_{RMS} < 0,8$), aun cuando la mortalidad por pesca pueda situarse en torno a o por debajo de F_{RMS} .
- iii) iii) Agotamiento, cuando la biomasa reproductiva (desovante) desciende por debajo de un nivel crítico.
- iv) iv) Sobrepesca, cuando F supera F_{RMS} de manera sostenida. Estos rangos y umbrales se aplican directamente a las trayectorias anuales de BD/BD_{RMS} y F/F_{RMS} para definir la categoría de estatus en cada año del periodo.

En particular, el año terminal de la evaluación se utiliza como referencia para diagnosticar el estado actual del recurso y respaldar la recomendación de niveles de captura consistentes con el marco de manejo orientado al RMS.

Resultados

Ajuste del modelo y diagnósticos

El ajuste del modelo de evaluación se examinó mediante un conjunto de diagnósticos gráficos aplicados a las capturas y a los principales índices de abundancia (CPUE y biomasa del crucero) en ambas zonas. En el test de residuales por serie de tiempo (**Anexo 2, Figura A-1**), la mayoría de las series se mantuvo dentro del rango de ± 3 desviaciones estándar en escala log, delimitado por la banda verde, y con resultados de los test de aleatoriedad e independencia no significativos (en negro), lo que indica ausencia de desviaciones sistemáticas respecto de una distribución aproximadamente i.i.d. Sin embargo, en el caso de los índices de CPUE de la zona norte y de la zona sur, los tests se presentan en rojo, lo que indica un rechazo de la hipótesis de residuales independientes e idénticamente distribuidos al nivel de significancia considerado. Esto sugiere que, para estas series, la variabilidad observada no es completamente capturada por la estructura de error asumida, posiblemente debido a cambios en la capturabilidad, variaciones operacionales de la flota o a una mayor sensibilidad de la CPUE a factores ambientales de corto plazo (**Anexo 2, Figura A-1**).

El ajuste a las series observadas de captura, CPUE y biomasa acústica mostró, no obstante, una buena coherencia entre los valores observados y predichos, tanto en la zona norte como en la zona sur (**Anexo 2, Figura A-2**). El modelo reproduce adecuadamente las tendencias de mediano y largo plazo, así como las principales variaciones interanuales de los índices, sin sobreestimar ni subestimar de manera consistente ningún período específico. Las discrepancias entre observaciones y predicciones se encuentran dentro de los rangos de incertidumbre esperados para una pesquería con alta variabilidad ambiental y operacional, lo que respalda la capacidad del modelo para representar la dinámica subyacente del stock, aunque las señales finas de CPUE deban interpretarse con cierta cautela debido a los resultados de los test de residuales antes descritos.

La posible presencia de estructura temporal en los errores se evaluó mediante funciones de autocorrelación de los residuales de las capturas e índices de abundancia (**Anexo 2, Figura A-3**). Los resultados no muestran patrones de autocorrelación significativos a rezagos relevantes en la mayoría de las series, lo que indica que los residuales no presentan memoria temporal fuerte y que la formulación estocástica adoptada es razonable. Las ligeras desviaciones observadas en algunos rezagos de CPUE son consistentes con los test en rojo mencionados anteriormente, pero no configuran un patrón sistemático persistente que invalide el uso de estas series, sino que apuntan a una mayor incertidumbre relativa en su ajuste (**Anexo 2, Figura A-3**).

Finalmente, se evaluó la consistencia global del ajuste mediante la desviación estándar de los residuales normalizados (SDNR) para los distintos tipos de datos, combinando índices de abundancia y tallas promedio en ambas zonas (**Anexo 2, Figura A-4**). Los valores de SDNR se situaron en torno a 1 para la mayoría de las series, tal como se espera bajo un modelo bien especificado, lo que indica que la varianza de los errores es consistente con los supuestos de los modelos de observación y de error adoptados. Las desviaciones moderadas respecto de la unidad en algunas series de CPUE son coherentes con los resultados de los test de residuales

en rojo, pero no sugieren un problema grave de ponderación entre los componentes de la verosimilitud.

En conjunto, estos diagnósticos muestran que el modelo de evaluación presenta un ajuste adecuado a las diferentes fuentes de información, con residuales aproximadamente aleatorios en la mayoría de las series, ausencia de autocorrelación fuerte y relevante y una varianza residual coherente con los supuestos de error. Los resultados de los test de residuales para la CPUE norte y sur indican una mayor incertidumbre en la representación de estos índices, por lo que su señal debe ponderarse con cautela en la interpretación, pero no contradicen la validez global del modelo ni la robustez de las trayectorias de biomasa, reclutamiento y mortalidad por pesca para apoyar la toma de decisiones de manejo.

Biomasa reproductiva, reclutamiento y mortalidad por pesca

Las trayectorias estimadas de mortalidad por pesca, reclutamiento y biomasa reproductiva para el período 1961-2024 muestran una dinámica fuertemente fluctuante, con variaciones de mediana y larga escala coherentes con la historia de explotación de la pesquería (**Figura 5.2**). La biomasa reproductiva del stock alterna fases de mayor abundancia con períodos de reducción y estabilización, mientras que el reclutamiento presenta una alta variabilidad interanual, con años de reclutamiento fuerte intercalados con años de reclutamiento bajo. La mortalidad por pesca refleja los cambios en la intensidad extractiva, con valores más elevados en los períodos históricos de mayor esfuerzo y niveles más contenidos en los años recientes, en concordancia con la implementación de cuotas globales y medidas de ordenación específicas (**Figura 5.2**).

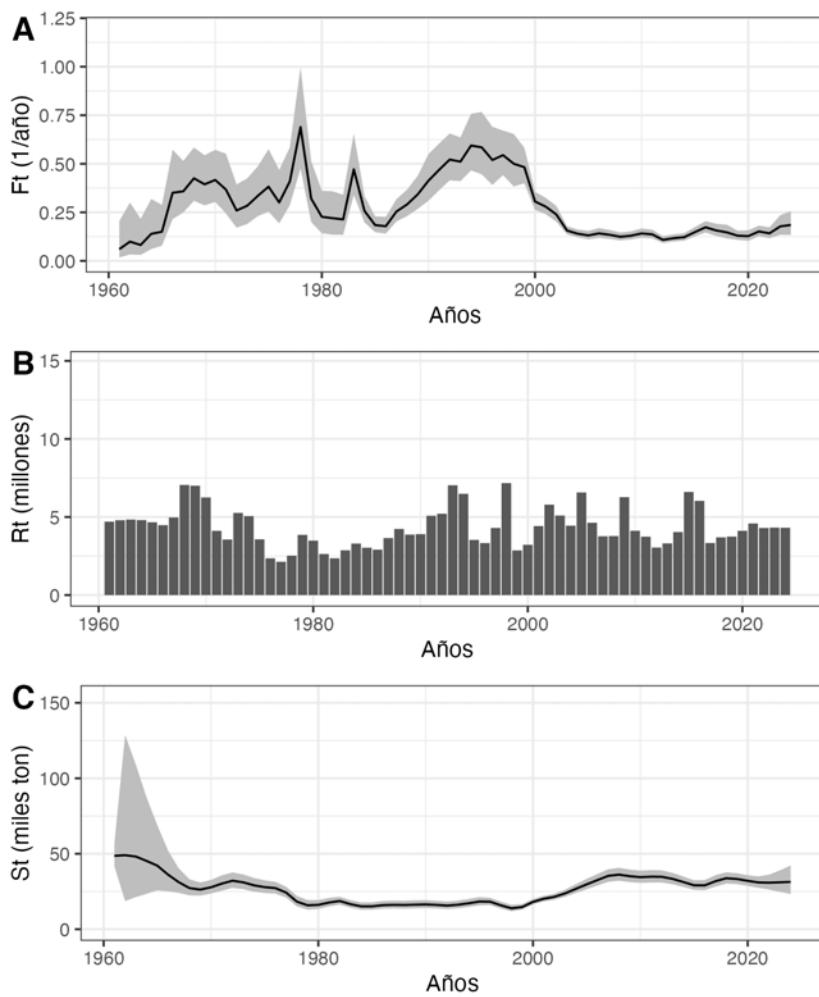


Figura 5.5.2. Mortalidad por pesca (Ft), reclutamiento (Rt) y biomasa reproductiva (St) de camarón nailon (intervalos de confianza del 95%). Periodo 1961-2024.

Análisis retrospectivo

El análisis retrospectivo mostró una elevada estabilidad de las estimaciones del modelo ante la eliminación secuencial de años recientes de información. Las trayectorias de biomasa reproductiva, reclutamiento y mortalidad por pesca obtenidas en las corridas truncadas (“peels”) fueron consistentes con la evaluación completa, sin cambios cualitativos en la interpretación del estatus del stock (**Figura 5.3**).

Los valores del estadístico ρ de Mohn fueron muy bajos para los tres indicadores principales (en el orden de $\rho_{SSB} \approx -0,01$, $\rho_F \approx 0,00$ y $\rho_R \approx 0,02$), lo que indica la ausencia de sesgos retrospectivos sistemáticos relevantes entre los “peles” y la corrida completa, y sitúa la evaluación dentro de los rangos de estabilidad recomendados en la literatura internacional (Mohn, 1999; ICES, 2015). En conjunto, estos resultados respaldan la robustez del modelo para apoyar la toma de decisiones de manejo (**Figura 5.3**).

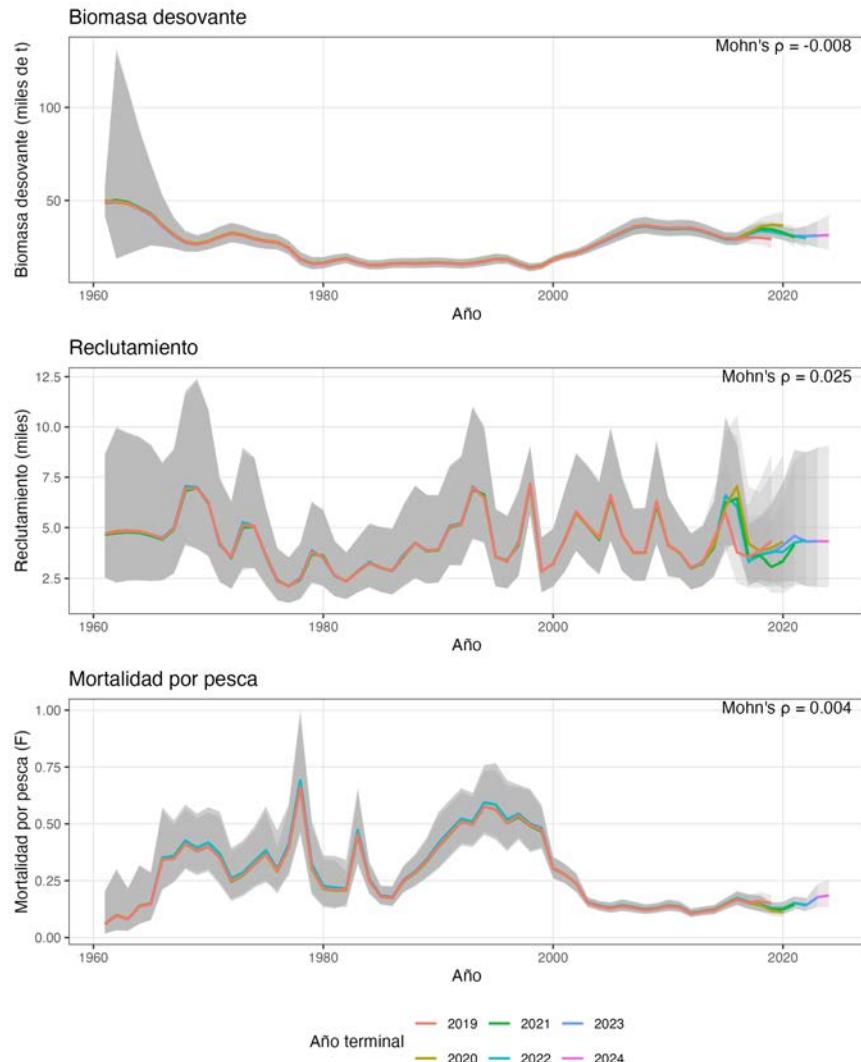


Figura 5.5.3. Patrón retrospectivo de los reclutamientos, de la biomasa reproductiva (desovante) y de la mortalidad por pesca de camarón nailon con respectivo valor ρ de Mohn.

Estatus del stock

En conjunto, la trayectoria histórica del stock en el plano (BD/BD_{RMS} , F/F_{RMS}) evidencia periodos en los que la combinación de baja biomasa y mortalidad por pesca elevada aproxima el sistema a condiciones de sobreexplotación y, en contraste, periodos en los que la biomasa se recupera parcialmente bajo niveles de mortalidad por pesca más moderados (Figura 5.4). Estos patrones son coherentes con la evolución de la pesquería descrita en las secciones anteriores y con la implementación progresiva de cuotas globales, vedas y otras medidas de ordenación.

Se estimó un valor de la relación $BD_{2024}/BD_{RMS} = 1,56$ y $F_{2024}/F_{RMS} = 0,72$ para el año más reciente; esto quiere decir que la biomasa se encuentra por sobre la $BRMS$ y la mortalidad por

pesca se encuentra por debajo de un nivel de sobre pesca, situando al recurso en una condición de subexplotación.

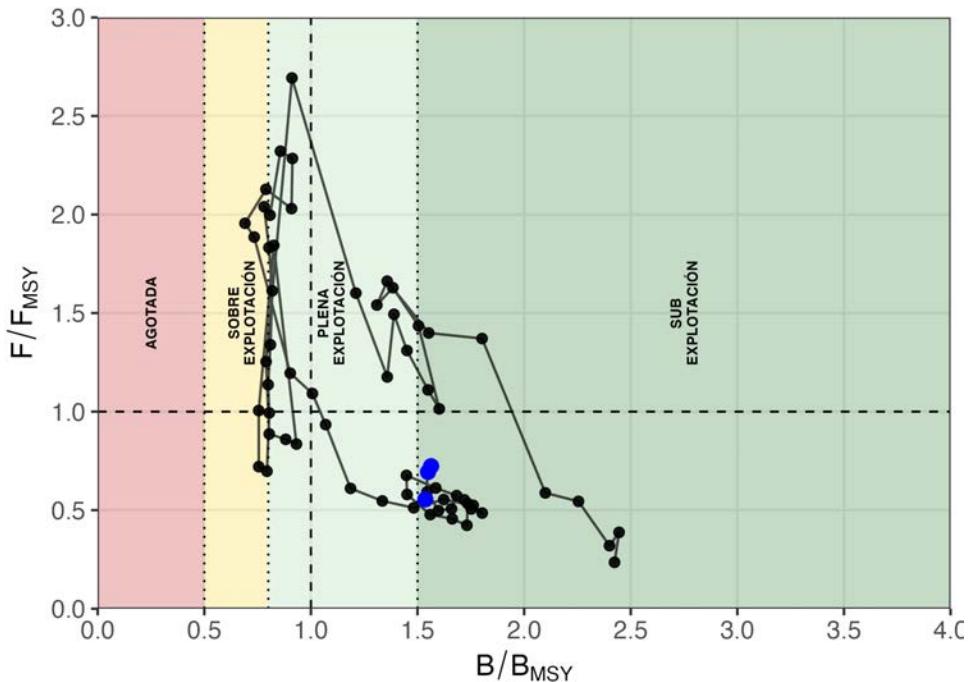


Figura 5.5.4. Diagrama de fases de explotación de camarón nailon, con PBR objetivo.

CONSIDERACIONES FINALES

El estudio desarrolló y aplicó un modelo de evaluación edad-estructurado y explícitamente espacial en dos zonas (norte y sur) para la unidad de pesquería de camarón nailon en Chile, integrando información biológico-pesquera del periodo 1961–2024 y representando al recurso como un stock único con heterogeneidad espacial en explotación y disponibilidad, en reemplazo de la aproximación basada en modelos independientes por zona. Las trayectorias estimadas muestran fluctuaciones de mediana y larga escala en biomasa reproductiva (desovante), reclutamiento y mortalidad por pesca, con episodios históricos compatibles con mayor presión de explotación y fases recientes con mortalidad más moderada y señales de estabilización o recuperación parcial; en el año terminal, la evaluación ubicó al stock con $BD_{2024}/BD_{RMS} = 1,56$ y $F_{2024}/F_{RMS} = 0,72$, es decir, biomasa por sobre el referente objetivo y mortalidad por pesca por debajo del referente, lo cual es consistente con un estado de subexplotación bajo el criterio aplicado.

En términos de desempeño, el ajuste fue globalmente consistente, ya que los residuales, mayormente aleatorios, presentaron SDNR cercanos a 1, aunque la CPUE en ambas zonas mostró desviaciones respecto de los supuestos ideales de error, por lo que su señal debe interpretarse con cautela y considerarse explícitamente en análisis de sensibilidad posteriores. Por consiguiente, para fines de toma de decisiones, el peso relativo de la CPUE debe evaluarse con prudencia frente a la biomasa de crucero y las composiciones de tallas, que aportan información más directa sobre abundancia y estructura poblacional. La robustez

del diagnóstico se refuerza con una alta estabilidad retrospectiva, reflejada en valores muy bajos del estadístico ρ de Mohn para la biomasa reproductiva, la mortalidad por pesca y el reclutamiento. En conjunto, este modelo constituye el insumo técnico para la siguiente fase del proyecto OSF-MSC: implementar una Evaluación de Estrategias de Manejo que contrasta la regla vigente con alternativas de reglas de control de cosecha bajo escenarios de reclutamiento con estructuras estocásticas distintas, contribuyendo directamente a cerrar la condición abierta del Principio 1 del estándar MSC.

REFERENCIAS

- Acuña, E. y H. Arancibia. 1996. Evaluación directa del stock de camarón nailon (*Heterocarpus reedi*) por el método de área barrida en la zona de operación de la flota arrastrera de las regiones III y IV. Informe Final Proyecto de Investigación. Depto. Biología Marina, U. Católica del Norte (Coquimbo) – Depto. Oceanografía, U. de Concepción, 71 pp.
- Acuña, E., H. Arancibia, R. Roa, R. Alarcón, C. Díaz, A. Mujica, F. Winkler, I. Lépez, L. Cid. 1997. Análisis de la pesquería y evaluación indirecta del stock de camarón nailon (II a VIII regiones). FIP No 95-06. U. Católica del Norte.
- Alverson, D.L. y M.J. Carney. 1975. A graphic review of the growth and decay of population cohorts. J. Cons. Int. Explor. Mer, 36: 133–143.
- Andrade, H. y P. Báez. 1980. Crustáceos decápodos asociados a la pesquería de *Heterocarpus reedi* Bahamonde 1955 en la zona central de Chile. Bol. Mus. Nac. Hist. Nat. Chile, 37: 261–267.
- Arana, P. y M. Tiffou. 1970. Madurez sexual, sexualidad y fecundidad del camarón nylon (*Heterocarpus reedi*). Inv. Mar., 1(11): 261–284.
- Arana, P. y A. Nakanishi. 1971. La pesquería del camarón nylon (*Heterocarpus reedi*) frente a la costa de Valparaíso. Invest. Mar., 2: 61–92.
- Arana, P., T. Melo, L. Noziglia, I. Sepúlveda, N. Silva, G. Yany y E. Yáñez. 1975. Los Recursos Demersales de la Región de Valparaíso. Rev. Com. Perm. Pacífico Sur, 3: 39–61.
- Arana, P., L. Noziglia y G. Yany. 1976. Crecimiento, reproducción, factor de condición y estructura poblacional del camarón nylon (*Heterocarpus reedi*) (Crustacea, Decapoda, Caridea). Cienc. y Tec. Del Mar (CONA), 2: 3–98.
- Bahamonde, N. y G. Henríquez. 1970. Sinopsis de datos biológicos sobre el camarón (*Heterocarpus reedi* Bahamonde, 1955). FAO Fish. Rep., 4(51): 1601–1621.
- Carvalho, F., Winker, H., Courtney, D., Kapur, M., Kell, L., Cardinale, M., y Methot, R. D. 2021. A cookbook for using model diagnostics in integrated stock assessments. Fisheries Research, 240, 105959.

Fournier, David A., Hans J. Skaug, Johnoel Ancheta, James Ianelli, Arni Magnusson, Mark N. Maunder, Anders Nielsen y John Sibert. 2012. AD Model Builder: using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models. Optimization Methods and Software, 27(2): 233–249.

Ibarra, M., Garcés, E., y Yáñez, A. 2024. Convenio de Desempeño 2024. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentable de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2025: Crustáceos demersales. Subsecretaría de Economía y EMT/diciembre 2024.

ICES. 2015. Guidelines for quality assurance of stock assessments. ICES Cooperative Research Report, No. 344.

Mohn, R. 1999. The retrospective problem in sequential population analysis: an investigation using cod fishery and simulated data. ICES Journal of Marine Science, 56: 473–488.

Mujica, A., Acuña, E., y Nava, M. L. 2011. Distribución y abundancia de larvas de *Heterocarpus reedi* Bahamonde, 1955, *Cervimunida johni* Porter, 1903 y *Pleuroncodes monodon* (H. Milne Edwards, 1837), frente a Coquimbo y Caldera, Chile. Latin American Journal of Aquatic Research, 39(1), 138–150.

Zilleruelo, M., Bravo, C., y Párraga, D. 2023. Convenio de Desempeño 2023, Programa de Seguimiento de las Principales Pesquerías Nacionales, año 2023. Subsecretaría de Economía y EMT.

ANEXO 1. DESCRIPCIÓN DE VARIABLES, PARÁMETROS Y ECUACIONES DEL MODELO DE ESTIMACIÓN.

Tabla A- 1. Descripción y valores de las variables de índice y parámetros estructurales utilizados en el modelo de camarón nailon.

Símbolo	Descripción	Valor común	Valor norte	Valor sur
Variables índices				
Z	Zonas, indica que el cálculo se realiza para cada zona		ZN	ZS
t	Intervalo de tiempo anual (1961:2024)	$t = 64, \{1, 2, \dots, t\}$		
a	Clase de edad en años donde	$a = 6, \{1, 2, \dots, a\}$		
l	Clase de talla		$l = 36, \{10, 11, 12 \dots, l\}$	$l = 33, \{10.5, 11.5, \dots, l\}$
fleet	flota			
ac	Crucero acústico			
Pr	Factor espacial			
Parámetros estructurales				
L_∞	Longitud asintótica		41.1	42.3
L_0	Longitud a la edad teórica 0		15	13
k	Coeficiente de crecimiento		0.14	0.15
M		0.36*		
h		0.7		
w	Peso medio a la talla		vector ZN	vector ZS
m	Madurez a la talla		Vector ZN	Vector ZS

*Alverson y Carney(1975)

Tabla A- 2. Ecuaciones usadas para describir el Modelo de camarón nailon.

Componente	Ecuación	Descripción
A1. Historia de vida		
A1.1. Crecimiento	$l_{a,z} = L_{\infty,z}(1 - e^{-k_z}) + e^{-k_z}l_{a-1,z}$	Curva de crecimiento von Bertalanffy (parámetros por zona).
A1.2.Talla-edad	$p(l \parallel a) = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma_a^2}} e^{-\frac{(l-l_a)^2}{2\sigma_a^2}}$	Matriz de distribución de probabilidad por talla-edad.
A2. Modelo de procesos / Dinámica de la población		
A2.1. Stock-recluta (BH)	$R_t = \frac{\alpha SSB_t}{1 + \beta SSB_t} \text{ con } \alpha, \beta \leftarrow h$	Beverton–Holt dependiente de la BD total del stock.
A2.2. Asignación espacial del reclutamiento	$R_{t,ZN} = Pr_t R_t$ $R_{t,ZS} = (1 - Pr_t)R_t$	Distribución del reclutamiento entre zonas.
A2.3. Mortalidad total	$Z_{a,t,z} = M_z + F_{t,z}S_{a,z}^{fleet}$	Mortalidad total
A2.4. Dinámica de abundancia	$N_{a+a,t+a,z} = N_{a,t,z} \exp(-Z_{a,t,z})$	Actualización cohorte-año.
A2.5. Biomasa desovante por zona	$SSB_{t,z} = \sum_a N_{a,t,z} w_{a,z} m_{a,z}$	Biomasa desovante por zona.
A2.6. Biomasa desovante total	$SSB_t = SSB_{t,ZN} + SSB_{t,ZS}$	Stock tratado como unidad única.
A2.7. Selectividad	$S_{a,z}^{fleet} = \left(1 + e^{(-\ln(19)\frac{a-a_{50,z}}{d_{95-50,z}})}\right)$	Selectividad flota edad-específica, modelo logístico re-parametrizado al 50% y 95% del reclutamiento a la pesquería por zona.
A3. Modelo de observaciones dependientes e independientes		
A3.1. Captura en número	$C_{a,t,z} = N_{a,t,z} \frac{F_{t,z} S_{a,z}^{fleet}}{Z_{a,t,z}} (1 - e^{-Z_{a,t,z}})$	Ecuación de Baranov.
A3.2. Desembarque en peso	$L_{t,z} = \sum_a C_{a,t,z} w_{a,z}$	Conversión captura-peso.
A3.3. Índice de biomasa	$I_{t,z}^{ac} = q_z^{ac} \sum_a N_{a,t,z} w_{a,z} S_{a,z}^{ac}$	Abundancia vulnerable al crucero.
A3.4. Composición esperada (crucero/flota)	$\hat{p}_{a,t,z} = \frac{N_{a,t,z} S_{a,z}^{ac}}{\sum_a N_{a,t,z} S_{a,z}^{ac}}$	Composición esperada en talla/edad.
A4. Componentes de verosimilitud		

A4.1. Índice acústico (lognormal)	$l_I = - \sum_{t,z} \frac{[\ln I_{t,z}^{obs} - \ln I_{t,z}^{pred}]^2}{2\sigma_I^2}$	Verosimilitud lognormal.
A4.2. Desembarques (lognormal)	$l_L = - \sum_{t,z} \frac{[\ln L_{t,z}^{obs} - \ln L_{t,z}^{pred}]^2}{2\sigma_L^2}$	Verosimilitud lognormal.
A4.3. Composiciones (multinomial)	$l_p = \sum_{t,z} n_{t,z} \sum_a p_{a,t,z}^{obs} \ln \hat{p}_{a,t,z}$	Verosimilitud multinomial.
A5. Penalizaciones y Priors		
A5.1. Variación del reclutamiento	$Pen(R) \propto \sum_t [lnR_t - ln\bar{R}]^2$	Control de variabilidad temporal del reclutamiento.
A5.2. Coherencia espacial R(N-S)	$Pen(R_{zN}, R_{zS}) \propto \sum_t [lnR_{zN,t} - lnR_{zS,t}]^2$	Evita divergencias entre zonas.
A5.3. Factor especial Pr_t	$Pen(Pr) \propto \sum_t (\text{logit}(Pr_t) - \text{logit}(Pr_{t-1}))^2$	Suavidad temporal del factor espacial (Random-walk).
A5.4. Priors biológicos	$\log k, \log M, \log q, A50, Ato95$	Priors normales informativas, basadas en conocimiento biológico.
A6. Función objetivo		
A6.1. Función objetivo total	$\mathcal{L} = l_I + l_L + l_p + Pen + Priors$	Suma de verosimilitudes, penalizaciones y priors.
A7. Estatus del recurso / PBR		
A7.1. BDPR (SPR)	$BDPR(F) = \sum_a l_a(F) w_a m_a$	Biomasa desovante por recluta.
A7.2. Reducción poblacional (RPR)	$RPR = \frac{BDPR(F)}{BDPR(0)}$	Indicador para RMS único del stock.
A7.3. RMS a nivel stock	Valores de F_{RMS} , SSB_{RMS} y MSY obtenidos buscando $RPR=0.4$	RMS es único y se evalúa con BD total

ANEXO 2. AJUSTE MODELO DE EVALUACIÓN

Diagnóstico de ajuste modelo de evaluación

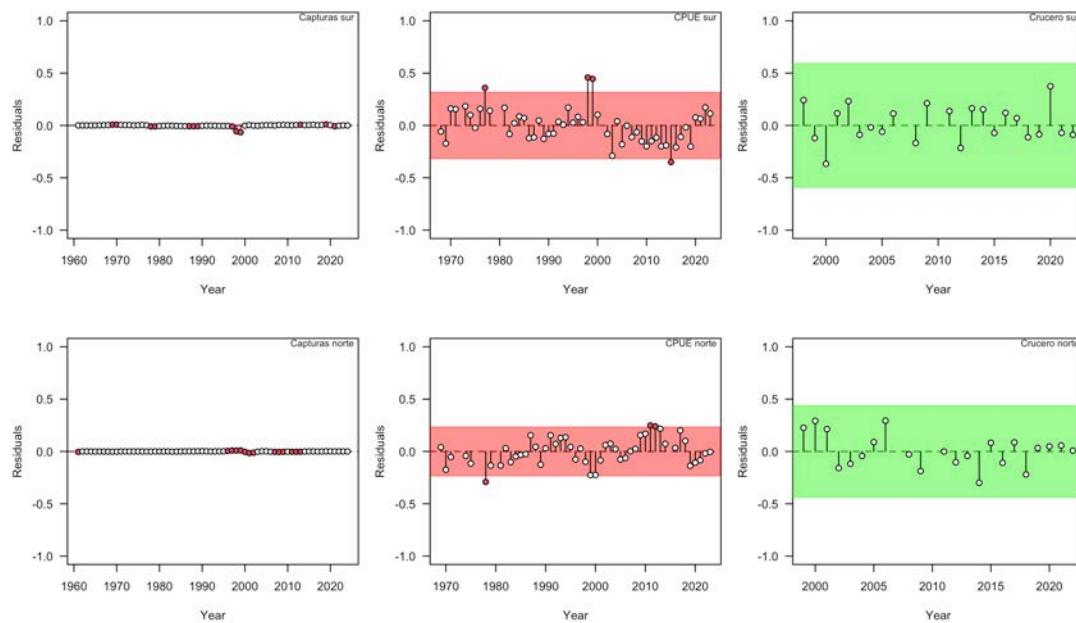


Figura A- 1. Test de residuales para las capturas y los índices de abundancia CPUE y biomasa del crucero acústico de la zona norte y sur. El área verde indica que no hay evidencia ($p \geq 0.05$) en contra de una distribución aleatoria iid de los residuales en la serie de tiempo, y contenidos dentro de $\pm 3s$ (en escala log). Los puntos rojos, muestran residuales por fuera del área $\pm 3s$, constituyéndose en puntos atípicos.

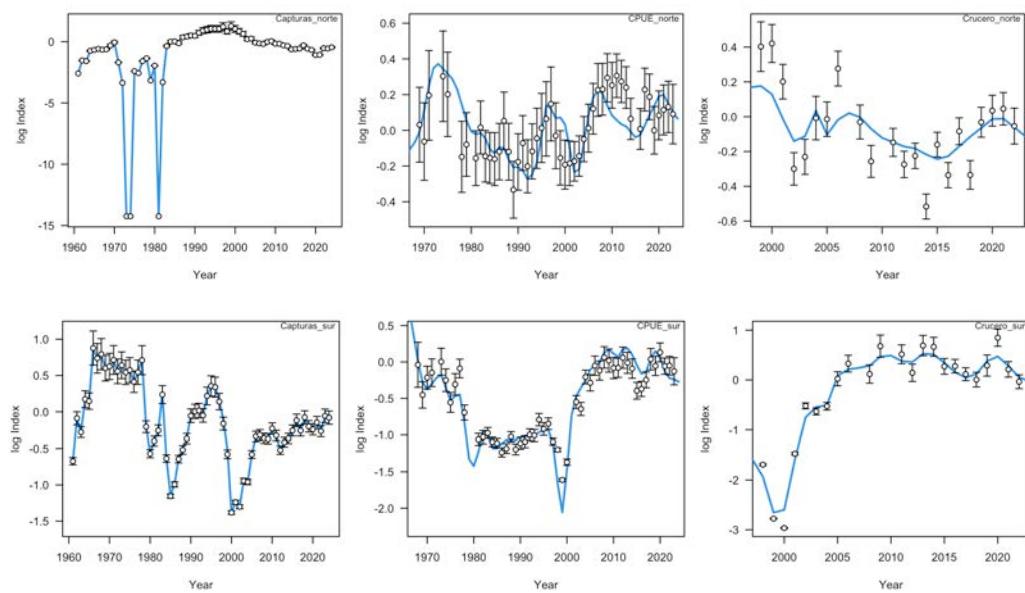


Figura A- 2. Diagnóstico del ajuste del modelo de evaluación a las capturas e índices de abundancia de la zona norte y sur.

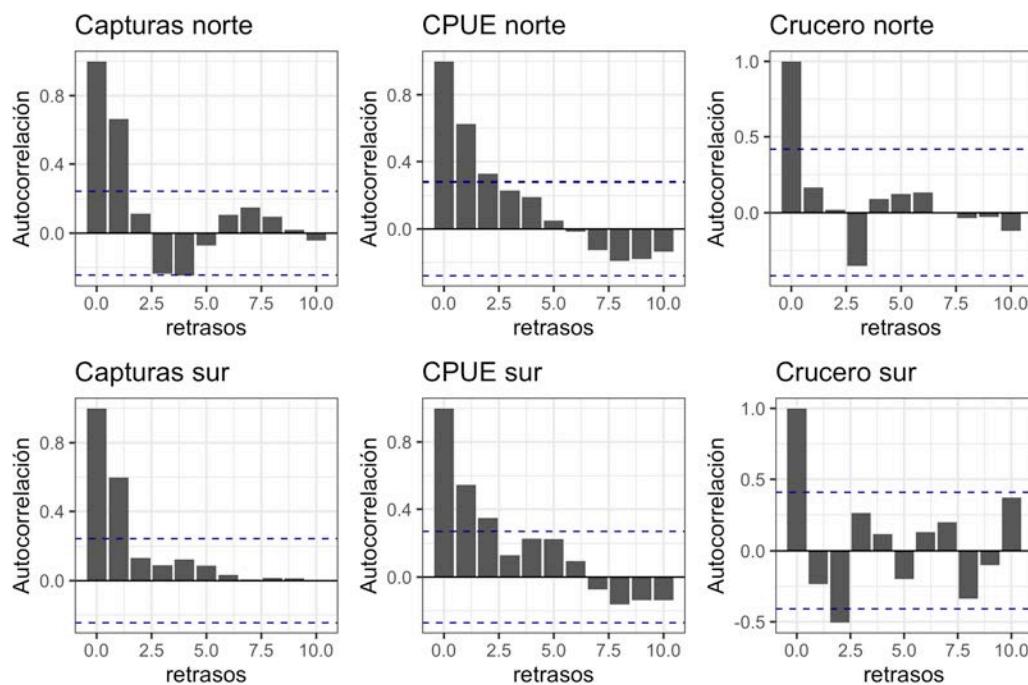


Figura A- 3. Presencia de autocorrelación en los residuales de las capturas e índices de abundancia de la zona norte y sur.

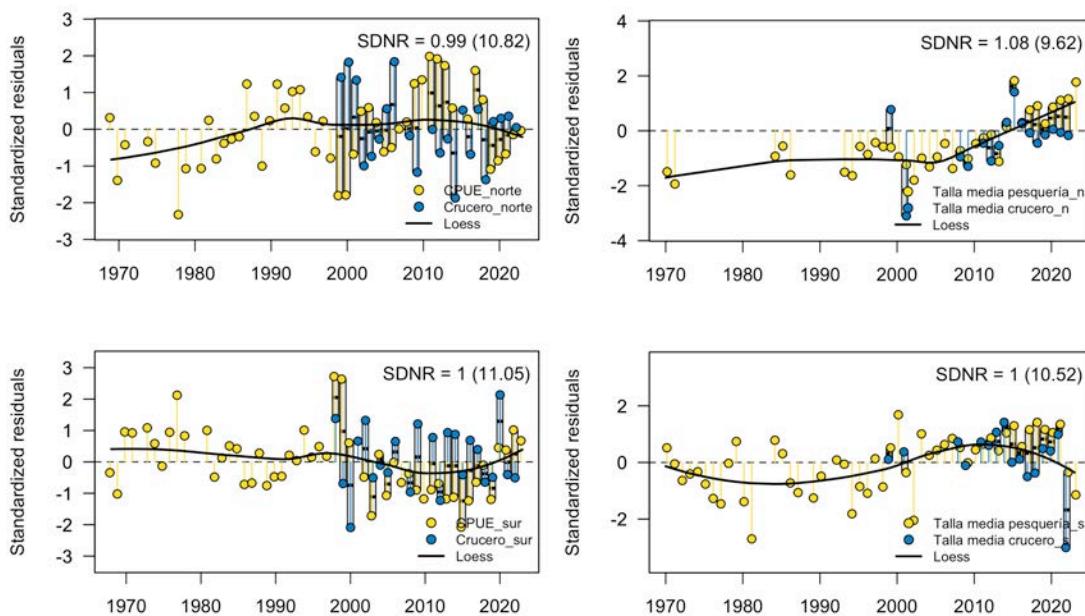


Figura A- 4. Diagnóstico del ajuste con residuales conjuntos de los índice de abundancia y de las tallas promedio de la zona norte y sur. SDNR es la desviación estándar de los residuales normalizados, y se espera igual a 1.

6. Actividades complementarias año 2025

Luis Cubillos S.

AUTORES

COLABORADORES:

Germán Vásquez
Juan Antón Heredia
Blanca Bustos Cid
María José Cuevas

Cubillos, L.A. (2026). Capítulo 6: Actividades complementarias año 2025. Cubillos L.A. (Ed.), Desempeño operacional de indicadores biológico-pesqueros del langostino colorado y amarillo, y evaluación de stock año 2025. Universidad de Concepción, Informe Técnico EPOMAR 2026-01, p. 91-94.

RESUMEN

Durante la ejecución del estudio, se desarrollaron múltiples actividades en el marco del Convenio UdeC-Crustáceos Sur SpA, las que se materializaron en 16 reuniones y talleres de trabajo. Estas instancias estuvieron orientadas al análisis de indicadores biológico-pesqueros, y a la generación de sustento técnico para los hitos de la auditoría y seguimiento de la certificación MSC de la pesquería de crustáceos demersales. En este contexto, destacaron las reuniones con la institucionalidad destinadas a la revisión de las reglas de control de captura, las cuales se proyectan como insumos clave para el proceso de la recertificación.

REUNIONES

Se ejecutaron ocho reuniones técnicas orientadas al análisis de indicadores de desempeño operacional y biológicos, a las que se suman reuniones de trabajo en el marco de la certificación MSC, y con la institucionalidad a través del Comité de Manejo y Comité Científico Técnico de Crustáceos Demersales (**Figura 6.1**).

Tabla 6.1. Reuniones técnicas de análisis de indicadores bio-pesqueros de la pesquería de langostinos realizadas durante 2025

Fecha	Reunión	Detalles
27-03-2025	Comité de Manejo	Reporte Distribución de la biomasa de crustáceos demersales en la Unidad de Pesquería Sur.
11-04-2025	Técnica	Indicadores de desempeño y bio-pesqueros de la pesquería de crustaceos demersales, marzo 2025
16-05-2025	Técnica	Indicadores de desempeño y bio-pesqueros de la pesquería de crustaceos demersales, abril 2025
20-05-2025	Certificación MSC	Reunión por auditoria seguimiento certificacion MSC - Coordinadora: Bureau Veritas
04-06-2025	Comité Científico Técnico Crust. Demersales	Segunda sesión de CCT -CD: presentacion Proyecto MSC-OSF
13-06-2025	Técnica	Indicadores de desempeño y bio-pesqueros de la pesquería de crustaceos demersales, mayo 2025
26-06-2025	Comité de Manejo	Presentación del Proyecto MSC OSF para evaluar estrategias de gestión sostenible en pesquerías de crustáceos demersales
14-07-2025	Reunión	Plan de Accion MSC Crustáceos Demersales
18-07-2025	Técnica	Indicadores de desempeño y bio-pesqueros de la pesquería de crustaceos demersales, junio 2025
14-08-2025	Técnica	Indicadores de desempeño y bio-pesqueros de la pesquería de crustaceos demersales, julio 2025
03-09-2025	Reunión	Descripción de bases de datos flota y biológicos, Camanchaca, Coronel.
08-10-2025	Reunión	Reunión de trabajo Reglas de Control de Captura - SUBPESCA
17-10-2025	Técnica	Indicadores de desempeño y bio-pesqueros de la pesquería de crustaceos demersales, agosto 2025
04-12-2025	Educación	Visita de estudiantes de Biología Marina a Planta de Procesos de Crustaceos Sur SpA
11-12-2025	Técnica	Indicadores de desempeño y bio-pesqueros de la pesquería de crustaceos demersales, octubre y noviembre 2025
14 al 15-01-2026	Técnica	Revisión por pares de la evaluacion de camarón nailon, proyecto FIPA 2025-11, Viña del Mar, Chile



Figura 6.1. Reuniones técnicas de análisis de indicadores bio-pesqueros de la pesquería de langostinos realizadas durante 2025.

Productos de monitoreo

Durante el 2025 se implementó un tablero en línea (dashboard) en la página web del Lab EPOMAR (<https://epomar.cl>), junto con el respaldo y la disponibilidad de los informes y presentaciones mensuales realizadas para las reuniones de carácter técnico (**Figura 6.2**).

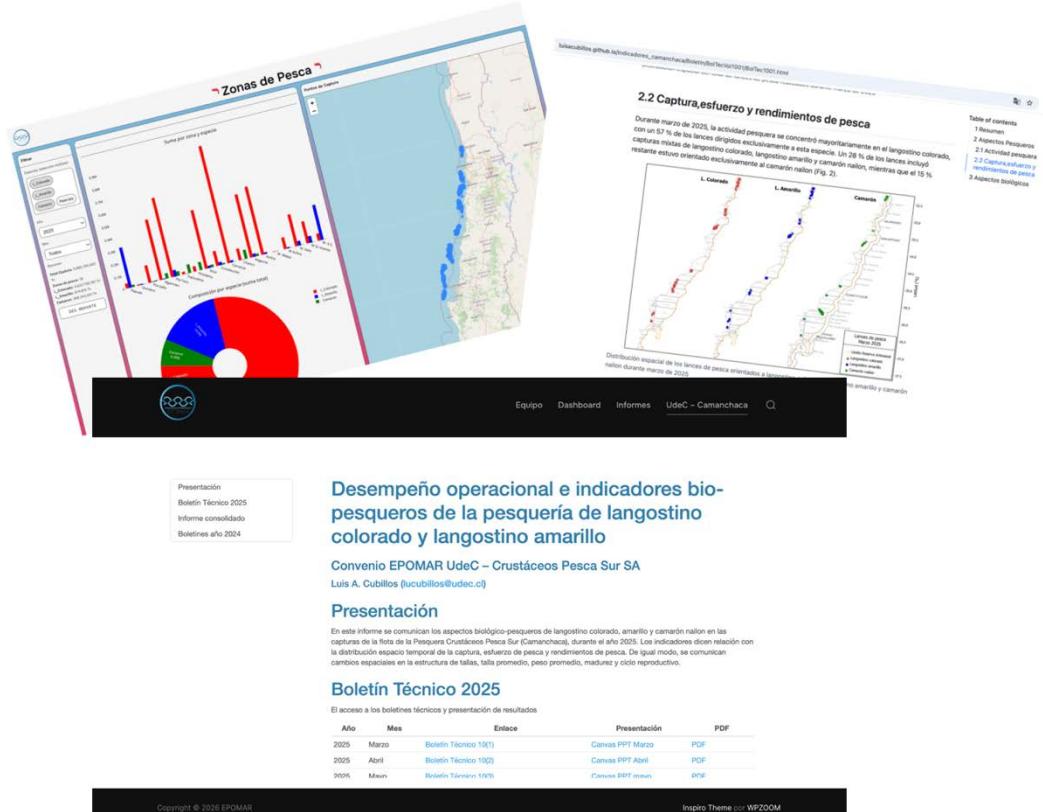


Figura 6.2. Ejemplo de la consulta en línea del desempeño operacional de la flota, boletines técnicos y presentaciones realizadas durante el año 2025.

PALABRAS FINALES

Durante el año 2025, al igual que en años anteriores, el equipo de trabajo de la Universidad de Concepción a través del Lab. EPOMAR y COPAS COASTAL, brindó soporte técnico especializado basado en ciencia aplicada y en la articulación técnico-institucional, acompañando a CrustaSur SpA (ex Pesca Sur Camanchaca S.A.) en los procesos de certificación MSC de la pesquería de crustáceos demersales.

Desde 2016, hemos contribuido de manera sistemática al análisis, interpretación y uso de indicadores operacionales y biológico-pesqueros, fortaleciendo la base técnica para la toma de decisiones en las pesquerías de langostino colorado, langostino amarillo y camarón nailon. Asimismo, desarrollamos investigación pesquera orientada a la evaluación del estado de las poblaciones y al diseño, evaluación y mejora de procedimientos de manejo, con el fin de asegurar la sustentabilidad de los recursos, la resiliencia del sistema pesquero y el cumplimiento de los principios y criterios del estándar MSC.

